

Universidade Nova de Lisboa  
Faculdade de Ciências e Tecnologia

**“Contribuição para o estudo da influência da recirculação de lixiviados no comportamento de aterros de resíduos sólidos urbanos”**

Ana Rita Ventura de Matos

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil em Engenharia Sanitária.

Orientador: Professor Doutor Fernando Santana

**Março de 2008**



## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer a todos que contribuíram e me auxiliaram na realização da presente dissertação.

Ao Professor Doutor Fernando Santana pela orientação e esclarecimentos dados ao longo da duração do trabalho.

Aos professores do Departamento de Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia pelos esclarecimentos de dúvidas pontuais.

Ao meu pai pelas opiniões e orientações.

Aos autores que me disponibilizaram artigos que de outro modo não teria acesso.

À Elizabete Carreira, Celma Padamo e Sónia Ferreira.

Aos meus colegas, amigos e família pelo acompanhamento mútuo, opiniões, esclarecimentos de dúvidas e apoio em todos os momentos.



## SUMÁRIO

A crescente produção de RSU e as baixas taxas de biodegradação dos resíduos depositados em aterros tradicionais levaram à procura de alternativas para a deposição de resíduos.

Pretendeu-se com este estudo averiguar a influência da recirculação de lixiviados na estabilização de resíduos em aterros sanitários e a sua viabilidade de implementação. Procedeu-se assim à análise dos parâmetros de assentamento, estabilização dos resíduos, quantidade e qualidade dos lixiviados, obstáculos e alternativas, e emissões poluentes com base numa revisão bibliográfica. Seguidamente, efectuou-se a previsão do comportamento de um aterro com recirculação de lixiviados, considerando o aumento do volume disponível, produção de biogás e de lixiviados, comparando-o com um aterro sem recirculação e avaliando os aspectos económicos das duas alternativas de operação.

Verificou-se que a operação com recirculação de lixiviados se apresenta vantajosa no aumento do assentamento dos resíduos, numa mais rápida estabilização do aterro e utilização do solo a mais curto prazo, na redução de custos de monitorização pós-encerramento e de emissões poluentes. A qualidade dos lixiviados aparenta ser melhorada, embora a sua quantidade tenda a aumentar de acordo com o balanço efectuado. Por outro lado, constatou-se que, com a recirculação de lixiviados, a produção de biogás para aproveitamento energético era cerca de 1,4 a 2 vezes superior.



## **ABSTRACT**

Nowadays, the increasing production of municipal solid waste associated with low biodegradation rates of traditional landfills has led to investigations on new alternatives and waste disposal techniques.

The goal of the present work was to evaluate the influence of leachate recirculation on waste stabilization in landfills, as well as its implementation feasibility. Therefore parameters such as waste settlement and stabilization, leachate quantity and quality, obstacles and alternatives as well as pollutant emissions were analyzed based on a literature review. Secondly, the behaviour of a landfill subjected to leachate recirculation was predicted concerning the increase of available volume, biogas and leachate production and then compared to a landfill without recirculation, considering as well the economical aspects of both operative alternatives.

The results indicate that operating a landfill with leachate recirculation has advantages over traditional practices regarding waste settlement, a faster waste stabilization which allows a shorter term soil use, as well as advantages regarding lower monitoring post closure costs and pollutant emissions. Leachate quality also appeared to be improved, whereas its quantity appeared to increase. On the other hand, it was verified that biogas production with leachate recirculation was around 1,4 to two times higher.





## **SIMBOLOGIA**

$(C+H)/L$  – Relação entre a soma do teor em celulose e hemicelulose e o teor de lenhina

$\Delta G^\circ$  - Variação na energia livre de Gibbs

A – Em aerobiose

$A_{cte}$  – Recirculação de lixiviados em aerobiose com taxa de arejamento constante

AGV – Ácidos Gordos Voláteis

AN – Em anaerobiose

$A_{var}$  – Recirculação de lixiviados em aerobiose com taxa de arejamento variável

EPA – Environmental Protection Agency

ETAL – Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes

EUA – Estados Unidos da América

FS – Factor de segurança

GEE – Gases de Efeito de Estufa

HAP - Organohalogénios adsorvíveis

PAF – Pré-tratado, Arejado e Flushing

RL – Recirculação de Lixiviados

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

UV – Ultravioleta

VLE – Valores Limite de Emissão

W - peso de sobrecarga do resíduo calculado a meia altura do enchimento, num aterro



# ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO .....	19
1.1 Enquadramento .....	19
1.2 Comportamento de aterros tradicionais.....	20
1.3 Constituição e operações de um aterro.....	21
1.3.1 Drenagem e tratamento de lixiviados.....	22
1.3.2 Extracção de biogás.....	24
1.3.3 Exploração do aterro .....	24
1.4 Etapas de biodegradação .....	24
1.5 Produção de biogas.....	26
1.6 Evolução e composição do lixiviado ao longo da biodegradação.....	27
1.7 Assentamento da massa de resíduos.....	30
1.8 Factores abióticos que influenciam a degradação dos resíduos .....	30
1.9 Efeito de “dry tomb” .....	31
1.10 Recirculação de Lixiviados .....	32
1.10.1 Enquadramento temporal .....	32
1.10.2 Vantagens e desvantagens associadas aos bioreactores .....	36
1.10.3 Influência da recirculação de lixiviados nas etapas de biodegradação.....	36
1.10.4 Características do lixiviado após recirculação .....	37
1.10.5 Influência da recirculação de lixiviados no assentamento.....	37
1.10.6 Comportamento hidrodinâmico do aterro .....	38
1.11 Tipos de bioreactores .....	39
1.12 Técnicas de implementação e operação de um aterro bioreactor .....	40
1.12.1 Injecção de lixiviados.....	40
1.12.2 Captação de biogás.....	41
1.13 Identificação dos principais aterros que efectuem recirculação .....	42
1.13.1 Principais resultados obtidos .....	43
1.13.2 Potenciais problemas que podem ocorrer na operação.....	44
1.14 Legislação em vigor .....	45
1.15 Relevância do tema .....	45
2. OBJECTIVOS E ESTRUTURA DO ESTUDO .....	47
3. PLANO DE TRABALHO .....	49
3.1 Representação esquemática.....	49
3.2 Fase II – Revisão Bibliográfica.....	49
3.2.1 Assentamento de resíduos .....	50

3.2.2 Estabilização dos resíduos .....	50
3.2.3 Produção de biogás .....	50
3.2.4 Lixiviados .....	50
3.2.5 Dificuldades, viabilidade de implementação e sugestões .....	51
3.2.6 Emissões poluentes.....	51
3.3 Fase III - Previsão do comportamento de um aterro com e sem recirculação de lixiviados.....	51
3.3.1 Considerações gerais .....	51
3.3.2 Aumento do volume disponível em aterro.....	52
3.3.3 Modelação da previsão de biogás .....	52
3.3.4 Balanço Hídrico.....	53
3.3.5 Análise económica.....	54
3.4 Fase IV – Análise e discussão de resultados e elaboração de conclusões .....	56
4. RESULTADOS .....	57
4.1 Fase II – Análise das questões actualmente em debate .....	57
4.1.1 Assentamento .....	57
4.1.2 Estabilização dos resíduos .....	59
4.1.3 Produção de biogás.....	66
4.1.4 Efeito da recirculação nos lixiviados.....	66
4.1.5 Dificuldades de implementação.....	76
4.1.6 Emissão de poluentes.....	77
4.2 Fase III – Previsão e comparação do comportamento de um aterro com e sem recirculação de lixiviados .....	78
4.2.1 Características gerais do aterro considerado.....	78
4.2.2 Estimativa do aumento do volume disponível em aterro.....	79
4.2.3 Modelação da previsão de biogás .....	79
4.2.4 Balanço Hídrico.....	81
4.2.5 Análise económica.....	83
5. DISCUSSÃO .....	89
5.1 Assentamento .....	89
5.2 Estabilização dos resíduos .....	92
5.3 Influência da recirculação nos lixiviados .....	93
5.3.1 Variação do volume.....	93
5.3.2 Efeito da recirculação na qualidade dos lixiviados.....	96
5.3.3 Efeito do arejamento na qualidade dos lixiviados .....	98
5.3.4 Efeito da variação da taxa de recirculação .....	100
5.4 Produção de biogás.....	101
5.5 Análise económica.....	102
5.6 Emissão de poluentes .....	104

5.7 Questões de implementação e sugestões .....	104
5.8 Limitações do estudo.....	107
6. CONCLUSÕES.....	109
7. PERSPECTIVAS FUTURAS .....	111
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	113
ANEXOS.....	123



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 – Composição física média dos RSU em Portugal (INR, 2007) .....	19
Figura 1.2 – Constituição típica de um aterro convencional (adaptado de HowStuffWorks, 2000).....	21
Figura 1.3 – Processos de tratamento de ETAL em Portugal (Levy, Santana, 2007).....	23
Figura 1.4 – Fases da geração de gases em aterro (I-Fase de ajustamento inicial, II-Fase de transição, III-Acidificação, IV- Metanogénese, V-Fase de Maturação) (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993).....	28
Figura 1.5- Balanço hídrico de um aterro tradicional (adaptado de Bilitewsky <i>et al.</i> , 1994) .....	30
Figura 1.6 – Evolução temporal dos estudos sobre recirculação de lixiviados.....	33
Figura 3.1 - Representação esquemática da metodologia utilizada no estudo.....	49
Figura 3.2 – Metodologia para o cálculo do balanço hídrico para um aterro com e sem recirculação .	54
Figura 4.1 - Variação da percentagem de assentamento dos resíduos .....	58
Figura 4.2 – Percentagem de humidade presente nos resíduos após 3 anos.....	60
Figura 4.3 – Percentagem de humidade presente nos resíduos após 6 a 7 anos.....	60
Figura 4.4 - Valores de pH presente nos resíduos após 3 anos.....	61
Figura 4.5 - Valores de pH presente nos resíduos após 6 a 7 anos.....	61
Figura 4.6 - Percentagem de celulose presente nos resíduos após 3 anos.....	62
Figura 4.7 – Percentagem de celulose presente nos resíduos após 6 a 7 anos.....	62
Figura 4.8 - Percentagem de lenhina nos resíduos após 3 anos.....	63
Figura 4.9 - Percentagem de lenhina nos resíduos após 6 a 7 anos.....	63
Figura 4.10 - Percentagem de sólidos voláteis nos resíduos após 3 anos.....	64
Figura 4.11 - Percentagem de sólidos voláteis nos resíduos após 3 anos.....	64
Figura 4.12 - Potencial metanogénicos dos resíduos após 3 anos.....	65
Figura 4.13 - Potencial metanogénicos dos resíduos após 6 a 7 anos.....	65
Figura 4.14 – Curvas típicas de evolução da concentração de CBO5 e CQO com a recirculação de lixiviados (adaptado de Jun <i>et al.</i> , 2007; Bilgili, Demir, Özkaya, 2006).....	69
Figura 4.15 – Comportamento típico do pH com a recirculação de lixiviados (adaptado de Jun <i>et al.</i> , 2007).....	71
Figura 4.16 – Variação típica da concentração de SDT (adaptado de Bilgili, Demir, Özkaya, 2006)...	72
Figura 4.17 – Variação da condutividade do lixiviado com a recirculação (adaptado de Jun <i>et al.</i> , 2007 e Bilgili, Demir, Özkaya, 2006).....	73
Figura 4.18 – Variação da concentração de cloro com a recirculação de lixiviados (adaptado de Jun <i>et al.</i> , 2007 e Bilgili, Demir, Özkaya, 2006) .....	74
Figura 4.19 – Variação típica da concentração de azoto amoníaco com a recirculação de lixiviados (adaptado de Jun <i>et al.</i> , 2007).....	75
Figura 4.20 - Transporte e destino de contaminantes em aterros de RSU (adaptado de Reinhart, 1995).....	77
Figura 4.21 – Produção estimada de metano com parâmetros sugeridos pelo LandGEM .....	80
Figura 4.22 – Produção estimada de metano com parâmetros médios observados.....	81

Figura 4.23 – Produção esperada de lixiviados com taxa de recirculação crescente.....	82
Figura 4.24 - Produção esperada de lixiviados com taxa de recirculação constante.....	83
Figura 4.25 – Situações utilizadas na análise económica.....	83
Figura 5.1 – Assentamento diferencial dos resíduos com a variação da taxa de recirculação (adaptado de Oliver, Gourc (2007) .....	91



## ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1.1 – Produção mundial de RSU e fracção depositada em aterro (adaptado de IPCC, 2006)...	19
Quadro 1.2 – Processos de tratamento de lixiviados (adaptado de Bilitewsky <i>et al.</i> , 1994).....	22
Quadro 1.3 - Composição Orgânica dos RSU (adaptado de Warith, Li, Jin, 2005).....	25
Quadro 1.4 - Composição do lixiviado com diferenças entre as fases acidogénica e metanogénica (Ehrig, 1983;1988) (todos os valores se encontram em mg/l excepto para o pH e CBO <sub>5</sub> /CQO).....	28
Quadro 1.5 – Reacções de oxidação que ocorrem durante a estabilização de resíduos num aterro bioreactor (adaptado de Warith, Li, Jin, 2005).....	37
Quadro 1.6 - Principais aterros que efectuem a recirculação de lixiviados .....	42
Quadro 4.1 – Características dos estudos da alteração do assentamento com a recirculação de lixiviados .....	57
Quadro 4.2 – Variação do volume de lixiviados após recirculação .....	67
Quadro 4.3 – Variação da concentração de CQO .....	68
Quadro 4.4 – Valores da relação CBO <sub>5</sub> /CQO .....	70
Quadro 4.5 - Variação da concentração de SDT .....	71
Quadro 4.6 – Variação da condutividade .....	72
Quadro 4.7- Eficiência de remoção de metais pesados .....	76
Quadro 4.8 – População e produção de resíduos estimadas.....	78
Quadro 4.9 – Características do aterro em estudo .....	79
Quadro 4.10 - Parâmetros de volume adicional obtido com recirculação.....	79
Quadro 4.11 – Parâmetros utilizados para previsão de biogás .....	79
Quadro 4.12 – Parâmetros utilizados para o balanço hídrico .....	81
Quadro 4.13 – Benefícios unitários resultantes da recirculação de lixiviados .....	84
Quadro 4.14 - Benefícios totais estimados da recirculação de lixiviados .....	84
Quadro 4.15 – Benefícios esperados da recirculação de lixiviados em anaerobiose e aerobiose .....	85
Quadro 4.16 – Custos estimados para produção de biogás para ambos os métodos de operação.....	86
Quadro 4.17 – Custos de implementação adicionais resultantes da operação de recirculação relativamente à operação tradicional .....	86
Quadro 4.18 - Custos estimados de operação com recirculação em anaerobiose e aerobiose.....	87
Quadro 4.19 – Custos unitários estimados para recirculação de lixiviados .....	87
Quadro 5.1 - Capacidade habitual de armazenamento de lixiviados (l) de aterros típicos de RSU por hectare de área superficial (adaptado de Koerner, Soong (1999)).....	94
Quadro 5.2 – Exemplos de concentrações de afluentes e efluentes para diferentes combinações de tratamento de lixiviados (adaptado de Heyer, Stegmann, 2002) .....	97
Quadro 5.3 – Benefícios da potenciação da metanogénese através da recirculação de lixiviados em diferentes países .....	103



# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1 Enquadramento

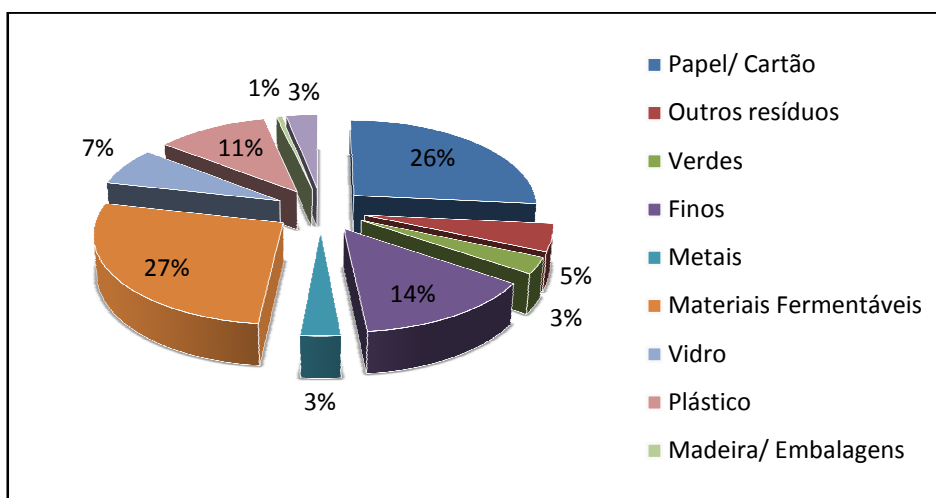
As quantidades de resíduos sólidos urbanos (RSU) actualmente produzidas pelas sociedades desenvolvidas implicam uma gestão adequada, tanto mais que historicamente se tem verificado um aumento da produção proporcional ao crescimento populacional e a alterações dos níveis de consumo (Levy, Cabeças 2006). Por outro lado, este aumento foi acompanhado pela evolução de conhecimentos verificada nos domínios da saúde pública e dos processos de deposição e eliminação de resíduos (Martinho, 1999).

No Quadro 1.1. mostra-se a produção média de resíduos em diferentes regiões do mundo, constatando-se que a produção varia directamente com o desenvolvimento da região e que a deposição em aterros é ainda muito significativa.

**Quadro 1.1 – Produção mundial de RSU e fracção depositada em aterro (adaptado de IPCC, 2006)**

Região	Taxa de geração de RSU (t/hab.ano)	Fracção depositada em aterro (%)
Ásia	0,21-0,27	55-74
África	0,29	69
Europa	0,38-0,64	47-90
América	0,21-0,65	50-83
Oceânia	0,69	85

Em Portugal Continental, a quantidade de resíduos produzida entre 1999 e 2004 sofreu um aumento anual médio de 240 mil toneladas (Levy, Cabeças 2006), indicando-se na Figura 1.1 a correspondente composição física média para esse período.



**Figura 1.1 – Composição física média dos RSU em Portugal entre 1999 e 2004 (INR, 2007)**

A gestão dos RSU em Portugal iniciou-se pela simples recolha indiferenciada e deposição em lixeiras ou vazadouros controlados (Martinho, 1999), enquanto hoje em dia existem diversas alternativas de tratamento e deposição final, como compostagem, digestão anaeróbia, incineração, reciclagem material e deposição em aterro. Esta última, como é normalmente mais económica do que as restantes (Martinho, 1999) tem sido até agora a mais frequentemente utilizada.

As operações tradicionais de deposição de resíduos em aterro implicam longos tempos de estabilização sendo produzidos efluentes gasosos e líquidos susceptíveis de causar impactos ambientais negativos que requerem monitorização contínua.

Assim, revela-se de grande importância o estudo de opções que promovam o aumento das taxas de biodegradação dos materiais depositados de modo a obter-se uma inertização mais rápida conducente à utilização do terreno do aterro para outros fins, com os consequentes benefícios.

## **1.2 Comportamento de aterros tradicionais**

O aterro sanitário representa um método comum e económico de deposição de resíduos. Embora idealmente se possa considerar como uma medida de ‘fim-de-linha’, a sua utilização como destino último de resíduos é sempre necessária (Levy, Cabeças, 2006), uma vez que qualquer que seja o método de tratamento há sempre subprodutos para deposição.

O princípio básico da sua concepção convencional é a retenção dos resíduos de forma a minimizar a sua exposição à população e ambiente envolvente. Para tal, a operação diária é dirigida à minimização de entrada de água na massa de resíduos (Chiemchaisri *et al.*, 2004) de modo a reduzir a produção de lixiviados. Com efeito, dos processos que ocorrem no aterro resulta a produção de efluentes líquidos e gasosos, nomeadamente de águas lixiviantes e biogás, durante um período mínimo de cerca de 20 a 30 anos após o seu encerramento (Wall, Zeiss, 1995). Este valor pode prolongar-se até 50 a 75 anos em regiões frias (Levy, Cabeças, 2006).

Quando a capacidade de campo do aterro é atingida, isto é a quantidade máxima de água que pode ser retida nos resíduos, começa a formação do lixiviado. A sua composição depende principalmente da natureza dos resíduos depositados, das condições de exploração do aterro, características das origens de água exteriores ao aterro, da natureza do material de cobertura e da precipitação (Levy, Cabeças 2006). Após recolha, as águas lixiviantes são sujeitas a tratamento adequado, de forma a permitir a correspondente descarga num meio receptor.

O biogás produzido é constituído maioritariamente por metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), contendo ainda vestígios de outros gases (Levy, Cabeças, 2006).

### 1.3 Constituição e operações de um aterro

O aterro sanitário é usualmente constituído por sistemas de impermeabilização e de drenagem de fundo, sistemas de captação, regularização e tratamento de águas lixivantes, sistemas periféricos de valetas para desvio de águas pluviais e sistemas de drenagem e queima ou aproveitamento de biogás. A impermeabilização é efectuada através de uma barreira passiva (geológica natural ou artificial) e de uma barreira activa constituída por geocompósitos e geossintéticos dimensionados para resistência a solicitações mecânicas de punçoamento, rasgamento e tracção (Levy, Cabeças, 2006). Na Figura 1.2 mostra-se esquematicamente, a constituição de um aterro tradicional na fase de operação.

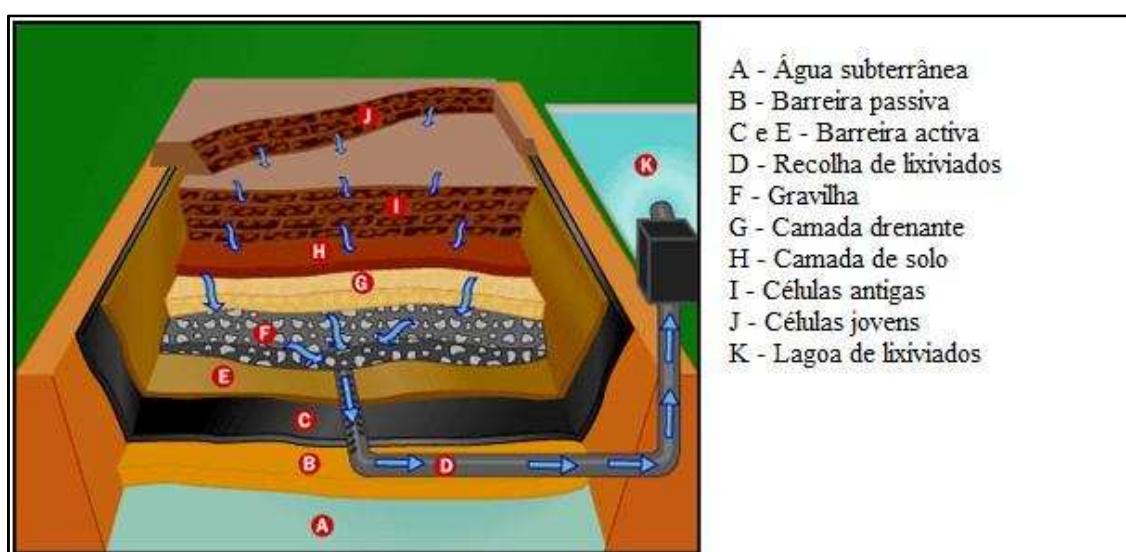


Figura 1.2 – Constituição típica de um aterro convencional (adaptado de HowStuffWorks, 2000)

O enchimento do aterro é normalmente efectuado em células de resíduos modeladas de acordo com o volume esperado diariamente. As camadas de resíduos são usualmente cobertas por material inerte, de modo a evitar a proliferação de odores, roedores e aves, ou mesmo focos de incêndios. Quando é atingido o volume útil do aterro procede-se à sua selagem, através de um conjunto de camadas drenantes e de impermeabilização de forma a minimizar a infiltração das águas pluviais, permitir o crescimento de vegetação e a captação de biogás.

### 1.3.1 Drenagem e tratamento de lixiviados

A drenagem de lixiviados é efectuada através de tubagens perfuradas a meia cana, envolvidas por uma camada drenante para filtrar sólidos suspensos (Shearer, 2001). O tratamento destas águas é complexo devido à sua baixa biodegradabilidade, podendo incluir processos físicos, químicos, biológicos e de afinação. Em aterros que recebam todos os RSU, isto é, sem separação da matéria orgânica, as águas lixiviantes são normalmente muito concentradas, sendo difícil com sistemas de tratamento convencionais cumprir os valores limite de emissão (VLE) para descarga em linha de água (Levy, Cabeças, 2006). Os processos usuais de tratamento destas águas incluem remoção de areias, lagoas de regularização, tratamento biológico por lamas activadas, processos de coagulação-floculação-sedimentação, oxidação química, osmose inversa, nanofiltração, ultrafiltração, lagoas de macrófitas, lagoas de evaporação, adsorção em carvão activado e evaporação múltipla (Levy e Cabeças, 2006; Enviros Consulting, 2007).

O tipo de tratamento a seleccionar depende da qualidade do efluente a atingir. Os vários processos de tratamento encontram-se resumidos no Quadro 1.2.

**Quadro 1.2 – Processos de tratamento de lixiviados (adaptado de Bilitewsky *et al.*, 1994)**

<b>Método</b>	<b>Comentários</b>	<b>Problemas</b>
<b>Métodos físicos</b>		
Sedimentação	Baixo custo	Apenas adequado a compostos de baixa solubilidade.
Evaporação	-	Custo elevado, corrosivo, remove o CQO mas não destrói.
<b>Métodos físico-químicos</b>		
Adsorção em carvão activado	Adequado para compostos	Apenas permite tratamento parcial,
Adsorção em resina	hidrofóbicos.	necessita de regeneração do carvão.
	Adequado para	Apenas permite tratamento parcial e
	hidrocarbonetos clorinados	apresenta custo elevado.
<b>Tratamentos por membrana/</b>		
Osmose inversa	Apresenta boa retenção.	Sólidos concentrados poderão
Troca iónica	Apenas adequado para iões especializados.	requerer tratamento adicional.
Floculação e precipitação	Muito utilizado, eliminação parcial de CQO.	Sólidos orgânicos e coloides são disruptivos para o processo. Necessário tratamento/deposição de lamas e sais.

(continua)

Quadro 1.2 – (Continuação)

Método	Comentários	Problemas
<b>Métodos químicos</b>		
Oxidação com H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Eliminação de CQO e Organohalogénios adsorvíveis (HAP) residuais.	Nem sempre apropriado para tratamento directo, elevado consumo energético.
Oxidação com ozono/ Tratamento com UV		
Oxidação com ozono/ Leito fixo	Processos de reacção rápida.	Necessidade de aplicação à escala real
<b>Métodos bioquímicos</b>		
Tratamento anaeróbio	Não requer energia para oxigenação, não produz lama adicional.	Retenção da biomassa, não promove tratamento total.
Tratamento anóxico	Promove desnitrificação.	Necessita de nitrificação prévia.
Tratamento aeróbio	Mais comum e melhor método na relação custo-eficácia.	Não é eficaz para materiais não biodegradáveis, dificuldade em atingir limites regulatórios.
Nitrificação	Oxidação de azoto amoniacal.	Sensibilidade do método.

Os sistemas de tratamento mais usuais nas Estações de Tratamento de Águas Lixivantes (ETAL) em Portugal são indicados na Figura 1.3.

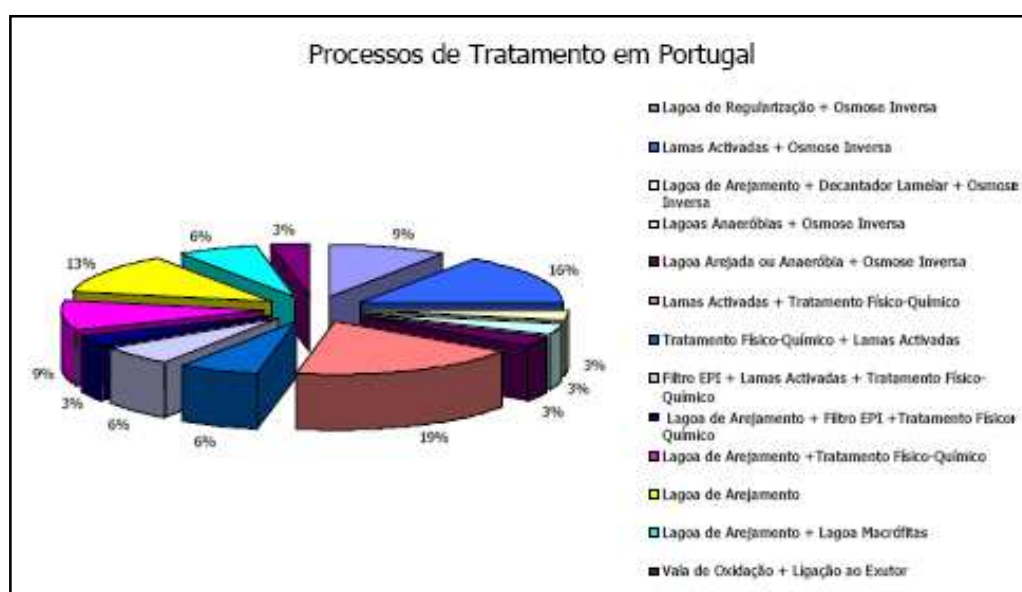


Figura 1.3 – Processos de tratamento de ETAL em Portugal (Levy, Santana, 2007)

### **1.3.2 Extracção de biogás**

A extracção do biogás é feita normalmente através de drenos no interior da massa de resíduos que se ligam a colectores que efectuem o seu escoamento para o exterior. Esta extracção pode ser passiva (se o gás flui pela sua própria pressão devido à diferença de pressões entre o aterro e a atmosfera) ou activa (através de um ventilador ou compressor que mantém um diferencial de pressão adequado ao longo da tubagem permitindo a sua chegada ao queimador ou unidade de valorização [Levy, Cabeças, 2006]). Esta pode ser iniciada ainda durante o período de operação do aterro, prolongando-se após o seu encerramento.

### **1.3.3 Exploração e encerramento do aterro**

O enchimento de um aterro processa-se através da construção de sucessivas células diárias de RSU que constituem estratos, que são cobertos com terras após atingida a sua altura máxima. A compactação dos resíduos pode ser efectuada por equipamentos especiais na própria massa de resíduos, ou por enfardamento prévio à deposição. Pode ainda recorrer-se à trituração dos resíduos seguida da sua deposição tradicional (Levy e Cabeças, 2006).

Após ser atingida a capacidade máxima do aterro, procede-se à sua selagem com um sistema de impermeabilização da cobertura final e encabeçamento dos drenos de biogás, sendo necessária a implementação de um sistema de monitorização dos parâmetros susceptíveis de causar danos ambientais (Levy e Cabeças, 2006).

## **1.4 Etapas de biodegradação**

Após a sua deposição em aterro, incia-se a decomposição dos resíduos, ocorrendo em diferentes etapas de degradação (Levy, Cabeças, 2006).

Pohland *et al.* (1985) e Tchobanoglous *et al.* (1993) identificam-nas como: fase de ajustamento inicial, fase de transição, fase de acidificação, fase de metanogénese e fase de maturação.

Na primeira fase, durante a deposição dos resíduos, inicia-se a sua decomposição biológica por via aeróbia. Os microrganismos provêm principalmente do solo que é utilizado como material de cobertura diária, consumindo rapidamente o oxigénio disponível, pelo que esta fase dura tipicamente menos de um mês (Lo, 1996). Nesta fase ocorre um assentamento inicial dos resíduos.

Na fase de transição estabelecem-se condições de anaerobiose e a capacidade de campo é atingida, ocorrendo a formação do lixiviado. Os nitratos e sulfatos actuam como receptores de electrões em vez do oxigénio e verifica-se uma diminuição do potencial redox. A celulose a



hemicelulose representam cerca de 45 a 60% do peso seco dos RSU, representando a sua maior fracção biodegradável (Barlaz, Ham, Schaefer, 1989). A sua decomposição inicial é levada a cabo por bactérias hidrolíticas e fermentativas que hidrolisam polímeros e procedem à fermentação dos monossacáridos, os quais dão origem a ácidos carboxílicos e alcoóis. No Quadro 1.3 indica-se a composição orgânica típica dos RSU.

<b>Quadro 1.3 - Composição Orgânica de RSU (adaptado de Warith, Li, Jin, 2005)</b>				
	<b>% (peso seco)</b>			
	Celulose	Hemicelulose	Lenhina	Sólidos Voláteis
Intervalos verificados	28,8 - 51,2	6,7 – 11,9	13,6 – 28,0	71,4 – 78,6

A fase de acidificação começa com a conversão microbiológica dos produtos gerados por hidrólise na fase de transição, em compostos de menor massa molecular como o ácido acético ou fúlvico. Esta decomposição é efectuada por bactérias acetogénicas. Nesta fase, o dióxido de carbono é o principal gás a ser produzido, embora possa também verificar-se a formação de hidrogénio (H<sub>2</sub>) em menores quantidades. A concentração deste gás vai controlar a natureza dos metabolitos intermediários. O pH decresce podendo levar à solubilização de metais pesados.

Na metanogénese, os produtos intermediários são consumidos por um segundo grupo de microrganismos, os metanogénicos, formando metano e dióxido de carbono que constituem maioritariamente o biogás. Deste modo, o pH, quer no aterro, quer no lixiviado aumenta, atingindo valores entre os 6.8 e 8.

A última fase ocorre após a matéria orgânica biodegradável disponível ter sido convertida a metano e dióxido de carbono. À medida que a água continua a percolar através da massa de resíduos, dá-se a conversão de material biodegradável que anteriormente estava indisponível. A taxa de produção de biogás diminui dado que a maioria dos nutrientes é removida nas fases anteriores e o substrato que permanece no aterro é dificilmente biodegradável.

A duração de cada fase depende da distribuição dos compostos orgânicos no aterro, da disponibilidade de nutrientes, do conteúdo de humidade, do movimento da água no aterro e do grau de compactação inicial dos resíduos (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Presume-se que, posteriormente, possam voltar a ocorrer condições de aerobiose, embora sejam apenas conjecturas teóricas, dado que ainda existe pouca informação, pois os aterros bem monitorizados têm, na generalidade, menos de 30 anos e encontram-se ainda na fase metanogénica (Kjeldsen, Barlaz, 2002).

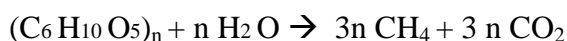
Prevê-se que, à medida que a produção de metano decresce, se dê uma intrusão de ar dentro do aterro através da cobertura. O metano produzido será oxidado e a concentração de CO<sub>2</sub> deverá aumentar. O oxigénio será consumido para oxidação de resíduos, pois em condições aeróbias parte do substrato torna-se mais biodegradável. Espera-se uma descida de pH devido à produção de dióxido de carbono e à oxidação dos compostos com enxofre, ferro e azoto, que promove uma libertação de iões H<sup>+</sup> (Kjeldsen, Barlaz, 2002).

Os principais factores que contribuem para o reaparecimento das condições aeróbias são a difusão (devido às diferentes concentrações dos componentes do aterro e da atmosfera), trocas induzidas pelo vento, convecção natural devida às diferentes densidades dos gases, dentro e fora do aterro, e entradas ou saídas de gases causadas por imperfeições na cobertura (Bozkurt *et al.*, 1999).

### 1.5 Produção de biogas

A decomposição da celulose e hemicelulose a metano e dióxido de carbono nos aterros está bem documentada (Barlaz, Ham, Schaefer., 1990; Bookter, Ham, 1982; Hossain, 2002). Esta decomposição é efectuada por três tipos de bactérias em simultâneo, as hidrolíticas e fermentativas, as acetogénicas e as metanogénicas. A metanogénese é um processo que ocorre num curto intervalo de pH, próximo da neutralidade. Warith, Li e Jin (2005) referem que a fracção dos RSU correspondente à celulose e hemicelulose é responsável por cerca de 91% do seu potencial metanogénico.

A reacção de conversão da celulose é dada por (Hossain, 2002):



Celulose

Bactérias

À medida que a celulose e hemicelulose são envolvidas pela lenhina, a sua decomposição não se completa devido ao efeito inibitório que esta induz (Hossain, 2002).

A quantidade de metano produzida num aterro depende de diversos factores, sendo os mais importantes a composição dos RSU e o teor de humidade disponível. Outros factores que influenciam o caudal esperado relacionam-se com a temperatura, pH e alcalinidade do lixiviado, dimensão e compactação das partículas e disponibilidade de nutrientes (Reinhart, 2005). Tipicamente, considera-se que o teor de metano existente no biogás varia de 40 a 60%. Para estimativa da produção de biogás que poderá ocorrer num aterro, foram desenvolvidos diversos modelos baseados em diferentes equações de ordem zero, primeira ou segunda

ordem, estes menos utilizados (Reinhart, 2005). Usualmente, utiliza-se o modelo *Landfill Gas Emission Model* (LandGEM) desenvolvido pela agência norte americana *Environmental Protection Agency* (EPA) (Reinhart, 2005).

## **1.6 Evolução e composição do lixiviado ao longo da biodegradação**

A caracterização do lixiviado na maior parte dos aterros que recebem RSU pode ser dividida em quatro grupos principais de poluentes: matéria orgânica dissolvida, macro componentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos (Christensen *et al.*, 1994).

Existe uma forte relação entre o estado de decomposição dos resíduos e as características do lixiviado, podendo a sua composição variar ao longo do aterro, dado que a deposição dos resíduos pode ocorrer durante vários anos e em diferentes células (Kjeldsen, Barlaz, 2002).

Assim, durante a fase aeróbia inicial a maior parte da produção de lixiviados resulta da libertação de humidade durante a compactação bem como da percolação da precipitação pelo aterro.

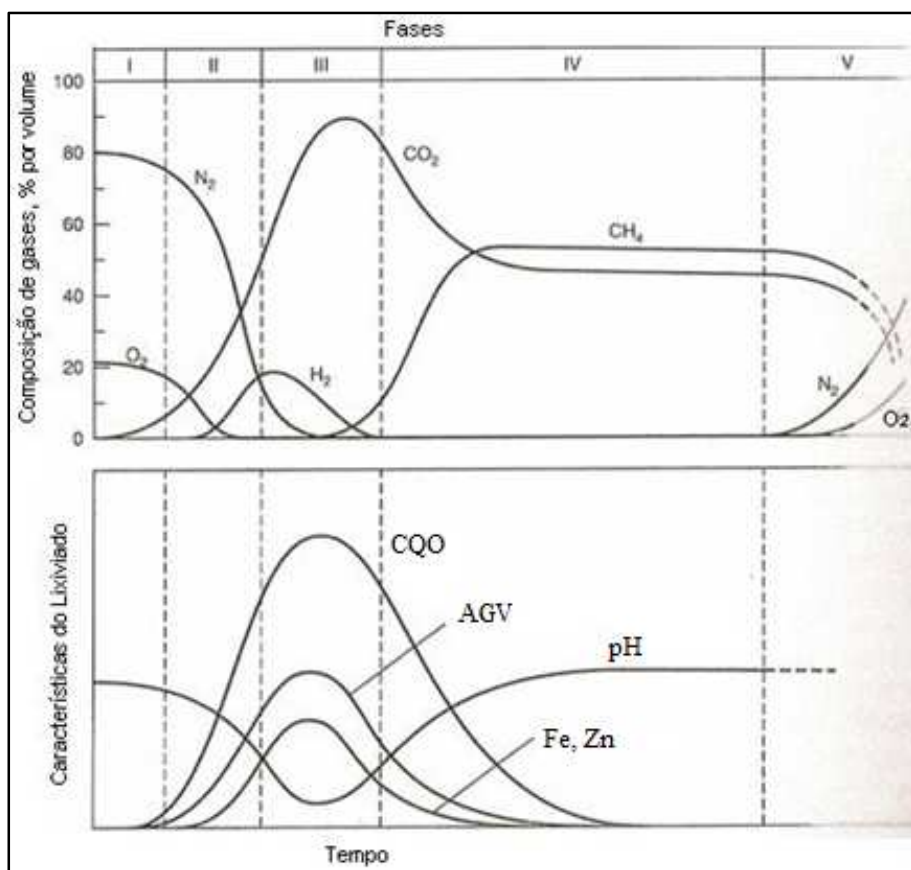
Na fase de transição dá-se o aparecimento de produtos metabólicos intermediários como ácidos gordos voláteis (AGV) no lixiviado. Esta presença, em conjunto com uma elevada concentração de dióxido de carbono no aterro, leva a uma diminuição do pH no lixiviado.

Durante a actuação das bactérias hidrolíticas e fermentativas verifica-se uma acumulação de ácidos carboxílicos e uma maior descida de pH. A Carência Bioquímica de Oxigénio ( $CBO_5$ ), a Carência Química de Oxigénio (CQO) e a condutividade do lixiviado aumentam significativamente devido à dissolução dos ácidos orgânicos, ocorrendo também a libertação de nutrientes essenciais para o lixiviado (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Na fase de acidificação, a relação  $CBO_5/CQO$  é superior a 0,4 ou 0,7. Como o pH é baixo, o lixiviado é, nesta fase, quimicamente agressivo e aumentando a solubilidade de muitos compostos.

Na fase final da acidificação, com o aumento do pH, a  $CBO_5$ , a CQO e a condutividade diminuem e dá-se a complexação e precipitação de metais pesados. Verifica-se um consumo contínuo de nutrientes e a concentração de orgânicos no lixiviado diminui devido à formação do biogás (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Na fase metanogénica o conteúdo em matéria orgânica diminui e a CQO do lixiviado é muitas vezes devida a ácidos húmicos e fúlvicos, difíceis de tratar biologicamente (Tchobanoglous *et al.*, 1993; Kjeldsen, Barlaz, 2002). A relação  $CBO_5/CQO$  é normalmente inferior a 0,1. Verifica-se que a concentração de amónia contradiz esta diminuição podendo apresentar-se no lixiviado a longo prazo. As fases da biodegradação, bem como as características do lixiviado, encontram-se na Figura 1.4.



**Figura 1.4 – Fases da geração de gases em aterro (I-Fase de ajustamento inicial, II-Fase de transição, III-Acidificação, IV- Metanogênese, V-Fase de Maturação) (adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 1993).**

No Quadro 1.4 indica-se a composição dos lixiviados nas fases de acidogénese e de metanogénese. Para os compostos em que não se detectaram diferenças significativas apresentam-se apenas os valores médios propostos.

**Quadro 1.4 - Composição do lixiviado com diferenças entre as fases acidogénica e metanogénica (Ehrig, 1983;1988)**

Parâmetro	Fase acidogénica		Fase metanogénica		
	Média	Intervalo	Média	Intervalo	Média
pH	6,1	4,5-7,5	8	7,5-9	-
CBO <sub>5</sub> (mg/l)	13000	4000-40000	180	20-550	-
CQO (mg/l)	22000	6000-60000	3000	500-4500	-
CBO <sub>5</sub> /CQO	0,58	-	0,06	-	-
Sulfato (mg/l)	500	70-17500	80	10-420	-
Cálcio (mg/l)	1200	10-25000	60	20-600	-
Magnésio (mg/l)	470	50-1150	180	40-350	-
Ferro (mg/l)	780	20-2100	15	3-280	-
Manganês (mg/l)	25	0,3-65	0,7	0,03-45	-

(continua)

**Quadro 1.4 – (Continuação)**

Parâmetro	Fase acidogénica		Fase metanogénica		
	Média	Intervalo	Média	Intervalo	Média
Amónia (mg/l)	-	-	-	-	740
Cloro (mg/l)	-	-	-	-	2120
Potássio (mg/l)	-	-	-	-	1085
Sódio (mg/l)	-	-	-	-	1340
Fósforo Total (mg/l)	-	-	-	-	6
Cádmio (mg/l)	-	-	-	-	0,005
Crómio (mg/l)	-	-	-	-	0,28
Cobalto (mg/l)	-	-	-	-	0,05
Cobre (mg/l)	-	-	-	-	0,065
Chumbo (mg/l)	-	-	-	-	0,09
Níquel (mg/l)	-	-	-	-	0,17
Zinco (mg/l)	5	0,1-120	0,6	0,03-4	-

O conteúdo do lixiviado em metais pesados é geralmente reduzido, devido à ocorrência de processos de atenuação como a sua adsorção a colóides e precipitação. Em relação a compostos xenobióticos verifica-se que se encontram em concentrações moderadas, sendo frequentemente observados hidrocarbonetos aromáticos e compostos clorinados alifáticos (Kjeldsen, Barlaz, 2002).

A longo prazo, espera-se que o aterro passe por fases sucessivas com penetração de oxigénio atmosférico na massa de resíduos. A oxidação de matéria orgânica não decomposta, bem como a oxidação de compostos com enxofre, azoto e ferro pode levar a uma descida de pH e ao aumento do potencial redox podendo conduzir à libertação de metais pesados. Os xenobióticos são afectados por volatilização, degradação e lixiviação mas não se consideram um problema a longo prazo na maioria dos casos (Kjeldsen, Barlaz, 2002).

A previsão da produção de lixiviados esperada é feita com base num balanço hídrico das entradas e saídas de água que ocorrem num aterro, como demonstrado na Figura 1.5.

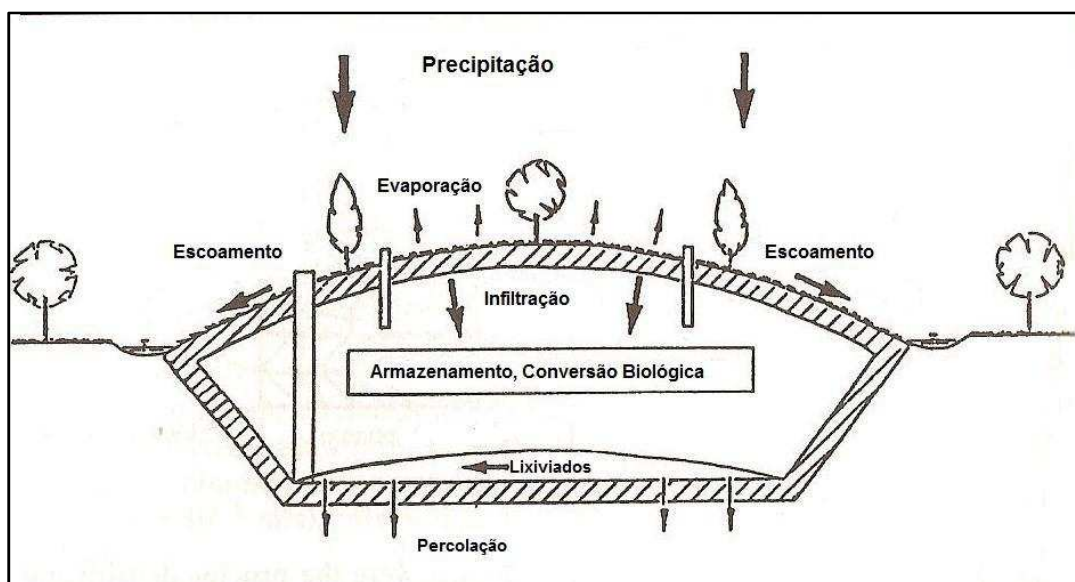


Figura 1.5 - Balanço hídrico de um aterro tradicional (adaptado de Bilitewsky *et al.*, 1994)

### 1.7 Assentamento da massa de resíduos

O assentamento da massa de resíduos é um parâmetro relevante para o dimensionamento de um aterro, no que diz respeito à estimativa de espaço disponível, dimensionamento de coberturas intermédias e finais, bem como no planeamento da expansão vertical de infra-estruturas já existentes (Hossain, 2002).

Em qualquer aterro, o assentamento da massa de resíduos ocorre tipicamente em três fases distintas: a fase inicial de compressão, assentamento primário e assentamento secundário (Wall, Zeiss, 1995; El-Fadel *et al.*, 1999). O assentamento inicial ocorre directamente derivado da aplicação de uma carga externa aquando da colocação dos resíduos; a compressão primária é associada à dissipação da água e gás existentes nos poros, sendo a compressão secundária respeitante ao assentamento causado pela deformação do esqueleto da massa de resíduos e à decomposição biológica (Wall, Zeiss, 1995).

### 1.8 Factores abióticos que influenciam a degradação dos resíduos

A biodegradação da matéria orgânica é influenciada por factores como o pH, a temperatura, a disponibilidade de nutrientes, a presença de inibidores e o teor de humidade (Warith, Li, Jin, 2005).

Estes autores consideram que, usualmente, as bactérias que degradam os RSU têm uma faixa de pH óptimo de actuação perto do neutro. Quando ocorrem valores de pH baixos (devido à actividade da fase acidogénica) a actividade metanogénica diminui, não sendo assimilados os ácidos orgânicos que se acumulam no aterro e promovem uma maior redução do pH.

Vários estudos demonstram que a actividade microbiológica aumenta com o aumento da temperatura. Contudo, no caso de operação em que se pretenda controlar a temperatura, para facilitar a degradação anaeróbia, admite-se que a taxa mais favorável se situa na faixa mesofílica devido aos custos associados à operação a temperaturas termofílicas (Dillenburg, 2006).

Para que ocorra a biodegradação anaeróbia é necessário que haja a presença de nutrientes como o azoto e fósforo no aterro, o que normalmente se verifica, embora a heterogeneidade dos resíduos e sua disposição possa torná-los indisponíveis nalgumas zonas.

Vários compostos podem actuar como inibidores da actividade microbiológica anaeróbia, tais como o oxigénio, dióxido de carbono, hidrogénio, alguns iões ou concentrações elevadas de sulfatos.

A humidade desempenha um papel fundamental na biodegradação, sendo um dos factores de maior relevância na optimização do processo de biodegradação. Após a depleção do ar existente na massa de resíduos, a decomposição ocorre em condições anaeróbias. Esta decomposição requer a presença de humidade, pelo que a sua ausência é geralmente responsável por retardar a degradação dos RSU em aterros convencionais (Chugh, 1998). O movimento do líquido aumenta a homogeneidade num aterro, facilitando a distribuição de microrganismos, nutrientes e substrato, levando a um aumento da taxa de produção de biogás e à diluição de compostos inibitórios (Reinhart, 1995a).

### **1.9 Efeito de “dry tomb”**

Na operação diária dos aterros convencionais são normalmente utilizadas barreiras ambientais, como telas e terras de cobertura (Levy, Cabeças, 2006), que servem para minimizar a humidade que se torna essencial à biodegradação. Durante a fase de operação pode verificar-se uma distribuição não homogénea da água que percola pelo sistema, dando origem a uma estabilização incompleta dos resíduos. Após o encerramento do aterro não há introdução de água no sistema, ocorrendo condições desfavoráveis para os microrganismos. Ocorre então a denominada mumificação dos resíduos ou o efeito de “*dry tomb*” (Relea, 2007). Os resíduos estão confinados e alguns deles mantidos intactos durante longos períodos de tempo. Caso ocorra a rotura das barreiras de selagem ou de impermeabilização, pode verificar-se a reactivação do sistema, dando origem a emissões não previstas e a contaminações de águas subterrâneas e superficiais (Relea, 2007; Warith, Li, Jin, 2005).

Este modo de operação promove um tempo de vida útil no aterro muito prolongado, sendo necessário efectuar a monitorização dos parâmetros susceptíveis de causar danos ambientais

durante a fase de exploração e pós-encerramento. Esta monitorização prolonga-se por várias décadas, apresentando elevados custos associados.

### **1.10 Recirculação de Lixiviados**

Dado que a operação de um aterro convencional origina taxas de biodegradação muito baixas, têm-se procurado alternativas e novos métodos de deposição de resíduos, surgindo assim o conceito da recirculação de lixiviados.

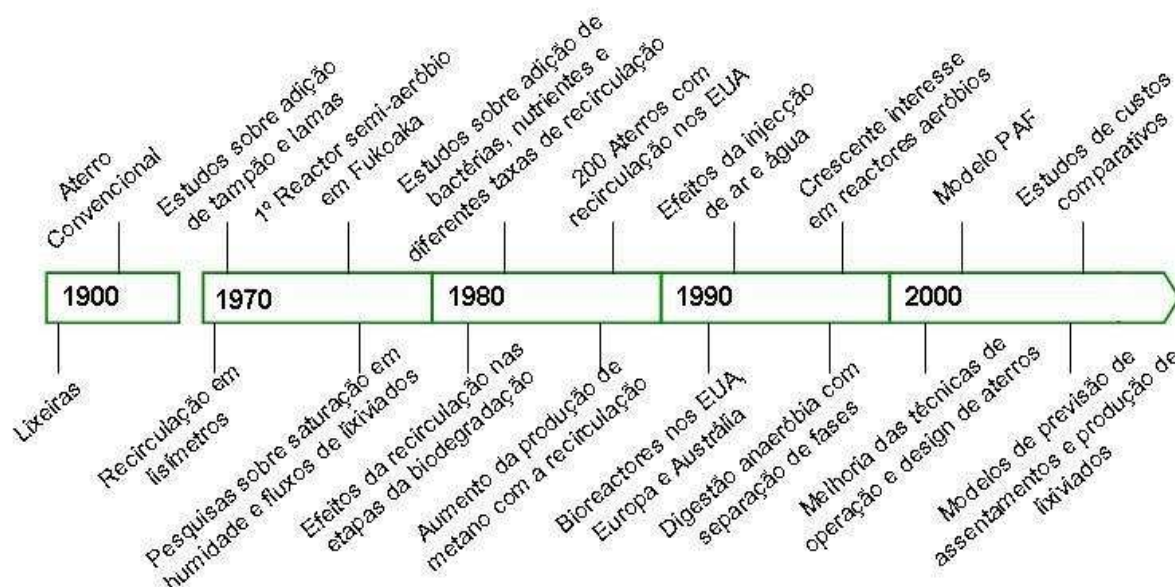
A ideia subjacente a esse conceito é a optimização do processo de degradação de forma a estabilizar os resíduos, ou seja a sua inertização num curto período de tempo, de modo a que possa ocorrer durante o tempo de vida útil das barreiras de protecção do aterro (Reinhart, 2002). O aterro pode ser considerado como um bioreactor, em vez de funcionar apenas como um local de deposição (Yuen, 2001). Como tal, a recirculação de lixiviados permite uma optimização e controlo do processo, através da introdução no aterro das águas lixiviantes produzidas e outros líquidos, caso necessário (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002). Esta degradação acelerada permite uma diminuição na massa e volume totais dos resíduos em aterro (EPA, 2002).

As vantagens esperadas com a operação deste tipo de aterros relacionam-se também com a qualidade dos lixiviados, produção de biogás, redução dos riscos ambientais e custos a longo prazo. A explicação mais detalhada das potenciais vantagens e desvantagens deste método serão abordadas no subcapítulo 1.10.2. O surgimento desta técnica relaciona-se com o facto do aterro de resíduos ser a opção de deposição final de resíduos mais atractiva em termos económicos e operativos (Fayad, Sadek, El-Fadel, 2007).

#### **1.10.1 Enquadramento temporal**

Desde a segunda metade da década de 70 até à actualidade têm vindo a ser desenvolvidos estudos quer a nível laboratorial quer à escala real, de modo a desenvolver e melhorar as técnicas de recirculação de lixiviados e otimizar a operação de aterros como bioreactores, a fim de melhorar a sua eficiência e controlar os efeitos negativos daí provenientes, como as emissões poluentes gasosas e líquidas. A Figura 1.6 representa a evolução temporal dos estudos efectuados sobre as práticas de recirculação de lixiviados.





**Figura 1.6 – Evolução temporal dos estudos sobre recirculação de lixiviados**

- Década de 70

A recirculação de lixiviados tem sido objecto de pesquisa desde a década de 70 (Reinhart 1995a, Pohland 1975). Pohland (1975) realizou estudos à escala laboratorial, através de recirculação simples de lixiviados, de recirculação com adição de solução tampão, bem como a recirculação em RSU misturados com lamas de águas residuais. Constatou um aumento do desenvolvimento da população bacteriana anaeróbia, bem como um aumento da taxa de estabilização dos resíduos. Leckie *et al.* vide Warith, Li, Jin, (2005) em 1979 compararam os efeitos da saturação de humidade, fluxos de água e lixiviados sobre a massa de resíduos, observando que a recirculação de lixiviados facilitava condições favoráveis à metanogénese (vide).

Os testes realizados em laboratório e à escala-piloto permitiram identificar as vantagens esperadas da recirculação de lixiviados, nomeadamente o tratamento in-situ das águas, o aumento do assentamento dos resíduos e da produção de biogás, a aceleração da decomposição dos resíduos diminuindo o tempo de vida útil do aterro e os seus custos de monitorização (Reinhart 2002, Warith, *et al.* 2005)

Nesta década surgiram também os primeiros conceitos de arejamento em aterro, aparecendo o primeiro aterro semi-aeróbio em Fukuoka (Hanashima, 1999).

- Década de 80

Buivid *et al.* (1981) efectuaram experiências com lisímetros, chegando à conclusão que a produção de metano não aumentava apenas com o aumento de humidade, sendo necessária a adição de nutrientes, solução tampão e um controlo do aumento da água. Cossu *et al.* (1987)

chegaram às mesmas conclusões ao efectuar estudos em que misturavam lamas e fertilizantes aos resíduos, levando a um aumento da produção de metano (Leuschner, 1987).

Halvadakis (1983) estudou o aumento da biodegradação durante a fase de operação e construção de um aterro, investigando a adição de solução tampão, bactérias e nutrientes, quantidade e fluxos de água.

Diversos autores demonstraram também a eficiência da recirculação de lixiviados no aumento da taxa de biodegradação e produção de metano (Barlaz *et al.*, 1987; Leuschner, 1987; Reinhart 2002).

Segundo Reinhart, McCreanor, Townsend, (2002), em 1988 cerca de 200 aterros sanitários nos Estados Unidos da América (EUA) já praticavam a recirculação de lixiviados, embora ainda com várias limitações a nível de concepção e operação.

- Década de 90

O conceito de aterro como um bioreactor já era praticado em países como os EUA, Alemanha, Reino Unido e Suécia (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002). Lechner *et al.* (1993) mencionam também os resultados obtidos num aterro operado como bioreactor na Áustria (Komilis, Ham 1998).

Stessel (1992) promoveu estudos com injeção de ar simultaneamente com recirculação de lixiviados e Lagerkvist (1994) propôs o controlo separado das fases acidogénica e metanogénica num aterro com recirculação de lixiviado, tendo-se obtido maiores produções de metano e tendo a segunda célula servido como atenuante de poluentes produzidos na primeira.

Diversas pesquisas foram também efectuadas no sentido de uma operação sequencial, utilizando lixiviados de unidades já estabilizadas para unidades mais recentes devido aos resultados positivos obtidos nas primeiras (Onay, Pohland, 1998).

Reinhart, McCreanor, Townsend, (2002) mencionam ainda o crescente interesse em aterros como bioreactores aeróbios, como método de acelerar a estabilização dos resíduos com minimização da produção de metano.

Na Europa surgiu o conceito de “*flushing bioreactor*”, segundo o qual a estabilização dos resíduos e a remoção de contaminantes é atingida num curto espaço de tempo, através da adição de grandes volumes de água. Contudo, os estudos sugerem que os custos associados à operação destes aterros podem ser duas a quatro vezes superiores aos de aterros convencionais (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002).

- Actualmente

Uma vez demonstrados os potenciais benefícios decorrentes da implementação da recirculação de lixiviados, actualmente as pesquisas centram-se na melhoria de técnicas para a sua realização, bem como para o aumento da respectiva eficiência. Reinhart, McCreanor, Townsend, (2002) comparam os diferentes sistemas de injeção e recirculação de lixiviados, enquanto surgem outras opções como a utilização de geocompósito ou de pneus reciclados (Khire, Haydar, 2004; Khire, Haydar, 2005).

Chan, Chu, Wong (2002) averiguaram o impacto da recirculação de lixiviados na deposição de RSU, lamas de águas residuais e de sedimentos de dragagens, tendo conseguido reduzir os tempos de estabilização dos resíduos e aumentar a produção de biogás e qualidade dos lixiviados (especialmente em termos de CQO).

Por outro lado, têm sido realizados estudos de modelação para a previsão de assentamentos (Hettiarachchi *et al.*, 2007, Olivier, Gourc, 2007), qualidade e quantidade de lixiviados produzidos em aterros com recirculação (Chanthikul *et al.*, 2004).

Foram também realizados estudos relativos à variação da taxa de recirculação do lixiviado, tendo sido avaliados máximos de produção de metano e biodegradação dos resíduos para diferentes percentagens de recirculação (Picanço, 2004).

Cossu, Rossetti (2003), demonstraram em laboratório efeitos positivos da combinação de três opções de tratamento de resíduos (Modelo PAF): pré-tratamento mecânico e biológico, arejamento e “*flushing*” (introdução de água), em termos de emissão de gás e produção de lixiviado.

O crescente interesse pelo assunto levou também recentemente à realização de análises de custos de operação de bioreactores, embora estes sejam ainda difíceis de prever (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002). Clarke (2000) demonstrou haver benefícios económicos com a utilização de bioreactores. Méry, Bayer (2005) efectuaram uma comparação de custos de aterros convencionais e bioreactores, demonstrando que estes são mais vantajosos apenas no caso de baixas taxas de crescimento do produto interno bruto.

Por outro lado, com o aumento de produção científica sobre recirculação de lixiviados, diversos autores defendem que esta não se deve praticar uma vez que pode potenciar emissões poluentes gasosas, aumentar riscos de instabilidade da massa de resíduos e serem ineficientes caso exista pouca quantidade de matéria orgânica (GRRN, 2007).

### 1.10.2 Vantagens e desvantagens associadas aos bioreactores

As principais vantagens apontadas aos aterros bioreactores por diversos autores relacionam-se com (ITRC, 2006; Zhao *et al.*, 2003; Shearer, 2001):

- A utilização mais eficaz da capacidade útil do aterro;
- Estabilização mais rápida dos resíduos;
- Redução de custos de tratamento de lixiviados;
- Redução da toxicidade dos lixiviados e resíduos;
- Redução de custos de monitorização pós-encerramento;
- Maior e mais rápida produção de metano;
- Redução de impactes de emissões de gases de efeito de estufa (GEE), através da conversão de biogás em energia;
- Redução das emissões de Compostos Orgânicos Voláteis (COV) e HAP.

As potenciais desvantagens ou incertezas apontadas a esta técnica são (ITRC, 2006):

- Custos iniciais de investimento capital mais elevados;
- Legislação e regulamentação;
- Instabilidade geotécnica;
- Emissões de odores mais elevadas;
- Possibilidade de necessidades de caudais de lixiviados para recirculação mais elevados que os produzidos pelo aterro.

### 1.10.3 Influência da recirculação de lixiviados nas etapas de biodegradação

Para além da contribuição para o aumento do teor de humidade dos resíduos, a recirculação de lixiviados permite introduzir população bacteriana que efectua a degradação, bem como a formação de um fluxo de transporte de nutrientes e substrato (Chiemchaisri *et al.*, 2004; Kjeldsen, Barlaz, 2002). Certos autores defendem a recirculação de lixiviado com adição de solução tampão de modo a evitar a acumulação dos ácidos orgânicos, o que levaria à inibição da metanogénese (Barlaz, Ham, Schaefer, 1990). Por outro lado, tem sido demonstrado que a recirculação de lixiviados de células já fechadas, ou de aterros selados, apresenta vantagens pois contém uma população microbiana já adaptada que dispensa a introdução de tampão (Picanço, 2004).

Durante a biodegradação dos resíduos a redução dos sulfatos a sulfitos é de grande importância quer para retirar iões  $H^+$  em excesso, quer para atenuar o efeito de metais pesados por precipitação de sulfitos solúveis em condições redutoras. A retenção de compostos na

massa de resíduos é facilitada pela recirculação de lixiviados (Pohland, Al-Yousfi, Reinhart, 2002).

Na fase inicial é comum verificar-se um ajustamento (*lag phase*) até que as condições de humidade se tornem adequadas (Warith, Li, Jin, 2005). As etapas de biodegradação que ocorrem são semelhantes à biodegradação anaeróbia que ocorre num aterro tradicional, embora se espere que sejam mais intensas e com duração mais curta. As reacções que se verificam durante este processo encontram-se representadas no Quadro 1.5.

**Quadro 1.5 – Reacções de oxidação que ocorrem durante a estabilização de resíduos num aterro bioreactor (adaptado de Warith, Li, Jin, 2005)**

<b>Reacções de oxidação (a pH7, T=25 °C)</b>	<b><math>\Delta G^\circ</math> (kJ)</b>
Caproato $\rightarrow$ Propionato	+48,3
Caproato $\rightarrow$ Acetato	+96,7
Caproato $\rightarrow$ Butirato + Acetato	+48,4
Propionato $\rightarrow$ Acetato	+76,1
Butirato $\rightarrow$ Acetato	+48,1
Etanol $\rightarrow$ Acetato	+9,6
Lactato $\rightarrow$ Acetato	-4,2
Acetato $\rightarrow$ Metano	-31,0

#### **1.10.4 Características do lixiviado após recirculação**

Quanto à composição do lixiviado verifica-se que, de um modo geral, a qualidade do lixiviado melhora após recirculação no que diz respeito a parâmetros como a CQO, CBO<sub>5</sub> ou Carbono Orgânico Total (COT). Isto acontece pois quando o aterro atinge a estabilização, o lixiviado já foi submetido a um elevado número de recirculações e a maior parte da matéria biodegradável já foi degradada. Contudo, registam-se alguns resultados contraditórios no que diz respeito a outros constituintes, nomeadamente compostos orgânicos não degradáveis ou metais pesados (Shearer, 2001), podendo verificar-se um efeito de concentração.

#### **1.10.5 Influência da recirculação de lixiviados no assentamento**

Num aterro operado como bioreactor o assentamento difere do que se observa num aterro tradicional. Com o passar do tempo os resíduos demonstram elevada compressibilidade e rápida decomposição, o que induz alterações nas suas propriedades e no assentamento e estabilidade do aterro (Hettiarachchi, *et al.* 2007).

Factores como a distribuição dos lixiviados de um modo descontínuo e distribuição localizada num certo local podem induzir-se numa elevada pressão na camada de impermeabilização diminuindo o factor de segurança (FS) utilizado no cálculo da estabilidade do aterro (Koerner, Soong, 1999). Outras condições que promovem alterações na compressibilidade dos resíduos relacionam-se com as alterações físico-químicas e biológicas que ocorrem, distorção e reorientação dos resíduos, erosão de materiais finos e compressão mecânica a longo prazo (Hossain, 2002).

Com a prática da recirculação as propriedades do lixiviado e produção de biogás alteram-se, tendo impactes na magnitude e taxa de assentamento dos resíduos, que se esperam que aumentem relativamente às de um aterro tradicional (Hossain, 2002). Têm então sido efectuadas comparações entre células com e sem recirculação em diversos aterros, bem como o desenvolvimento de modelos de previsão de assentamento cada vez mais precisos (Wall e Zeiss, 1995, Hossain, 2002; Hettiarachchi, *et al.* 2007).

#### **1.10.6 Comportamento hidrodinâmico do aterro**

Para efeitos de projecto de aterros com recirculação, a compreensão do respectivo comportamento hidrodinâmico constitui um factor fundamental. Assim, Reinhart (1999) verificou, através da utilização de um modelo de simulação, que a movimentação da água pela massa dos resíduos depende de factores como a permeabilidade, a cobertura, as condições anisotrópicas e heterogeneidades.

Os resultados obtidos pela autora sugerem que à medida que a permeabilidade decresce, o movimento lateral do lixiviado não aumenta significativamente, mas as infiltrações ascendentes são mais prováveis. Ou seja, para resíduos com baixas permeabilidades poderá ser necessário limitar a taxa de recirculação de modo a evitar a passagem do lixiviado através da cobertura superficial do aterro, embora diminua a área lateral abrangida.

A espessura da cobertura, a sua permeabilidade, ou a existência de brechas, e a taxa de aplicação do lixiviado são factores que influenciam a direcção dos fluxos de água. A baixa permeabilidade dos materiais de cobertura condiciona o movimento vertical, enquanto a posição das brechas ou aberturas é o factor determinante do movimento.

Aquela autora verificou também que a compactação dos resíduos causa um efeito de camadas, amplificando as condições anisotrópicas e aumentando os movimentos laterais do lixiviado. A heterogeneidade dos resíduos provoca fluxos preferenciais, fazendo com que a humedificação não seja uniforme. Para aterros com recirculação, a homogeneização da massa de resíduos (através do controlo das operações de trituração e compactação) bem como o controlo da deposição de materiais de baixa permeabilidade, promove uma melhor distribuição do

lixiviado. Existem contudo estudos que defendem a ausência de compactação dos resíduos de modo a permitir uma melhor percolação do lixiviado. (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002).

### **1.11 Tipos de bioreactores**

Actualmente, os aterros operados como bioreactores podem ser categorizados em anaeróbios, aeróbios, híbridos e facultativos (WM, 2004).

O bioreactor anaeróbio assemelha-se a um aterro convencional, onde o aumento de humidade é normalmente conseguido sob a forma de adição de lixiviado, através de várias técnicas. Dependendo da quantidade de lixiviado produzido, nalguns locais pode ser também necessária a introdução de lamas de águas residuais, águas pluviais ou outros líquidos não perigosos para garantir o aumento de humidade pretendido. Na bibliografia da especialidade, encontram-se diferentes valores para o período de tempo em que decorre a estabilização dos resíduos, mas admite-se que varie de 4 a 7 anos (WM, 2004).

O bioreactor aeróbio procura acelerar a degradação dos resíduos através da optimização de condições para os microrganismos aeróbios. Dado que a respiração aeróbia é mais eficiente na geração de energia, a degradação dos resíduos pode ser efectuada de um modo mais rápido. Contudo, esta degradação promove grande libertação de calor, pelo que é necessária a injeção de grandes quantidades de água. Em aterros, a actividade aeróbia é promovida através da injeção de ar na massa de resíduos, efectuando-se também a recirculação de lixiviados.

Ambos os métodos utilizam a recirculação como meio de aumentar a humidade, embora no segundo caso o objectivo seja a minimização da produção de biogás através da introdução de oxigénio (USCCTP, 2003).

O bioreactor híbrido (aeróbio-anaeróbio) é uma combinação dos métodos mencionados. A camada superficial da massa de resíduos é arejada durante alguns dias, enquanto a camada imediatamente abaixo recebe a injeção de líquidos, sendo efectuada a extração do biogás. A camada superior passa depois para tratamento anaeróbio, sendo introduzida na camada seguinte. Este método pretende alcançar os benefícios derivados de ambos os processos, combinando a simplicidade do tratamento anaeróbio com a eficiência do aeróbio.

O reactor facultativo utiliza o tratamento anaeróbio em combinação com um mecanismo que pretende evitar que possam surgir elevadas concentrações de amónia. O lixiviado é previamente tratado biologicamente para sofrer nitrificação, sendo depois adicionado ao aterro onde ocorre a desnitrificação, removendo o azoto do sistema (WM, 2004).

## **1.12 Técnicas de implementação e operação de um aterro bioreactor**

A concepção de um aterro que efectua a recirculação de lixiviados tem de ter em consideração os parâmetros que afectam a injeção do líquido (como as propriedades hidráulicas dos resíduos, as características do sistema de injeção e a pressão), a degradação dos resíduos e o potencial de produção de metano e perdas de pressão no sistema de extracção de biogás (Mandeville, 2006).

A operação de um aterro com recirculação de lixiviados requer monitorização e controlo das condições no aterro, podendo ser ajustados diversos parâmetros como o teor de humidade, a frequência de recirculação, o modo de colocação dos resíduos, a temperatura ou a adição de nutrientes, tampão ou inoculação de microrganismos (Shearer, 2001; Reinhart 1995b).

Por outro lado, as características dos resíduos influenciam a biodegradação, quer devido à sua composição quer devido à sua densidade em resultado da compactação a que são sujeitos. Se por um lado a compactação reduz o volume ocupado em aterro, bem como o assentamento e necessidade de terras de cobertura, por outro dificulta a percolação da água lixiviante, pelo que é recomendável reduzir a compactação para aumentar a distribuição da água e as taxas de biodegradação (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

### **1.12.1 Injeção de lixiviados**

Entre as técnicas mais comuns de injeção de lixiviado encontram-se a pré-humidificação dos resíduos, através de valas horizontais, poços de injeção vertical, reservatórios de superfície e irrigação por *spray* (Shearer, 2001; Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002). Mais recentemente Khire, Haydar (2005) averiguaram a possibilidade de recirculação utilizando uma camada permeável constituída por geocompósito ou pneus reciclados, com injeção de lixiviado por tubagens perfuradas.

A pré-humidificação dos resíduos é um método simples que promove uma distribuição uniforme da humidade. Os lixiviados de células já exploradas podem também ser utilizados para promover a humificação através da utilização de mangueiras (Shearer, 2001).

As valas horizontais são escavadas na superfície da massa de resíduos, onde são colocadas tubagens perfuradas cobertas por material permeável. Estas valas apresentam a vantagem de permitir a introdução de grandes volumes de água e promover uma boa distribuição (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002), estando contudo sujeitas a obstruções (Shearer, 2001). A alimentação do lixiviado pode ser gravítica ou por bombagem, e estes sistemas apresentam boa durabilidade podendo ser utilizados após selagem do aterro (Shearer, 2001).



Os poços de injeção vertical são constituídos por tubagens perfuradas de grande diâmetro, colocadas verticalmente no aterro por onde o lixiviado é bombeado e disperso radialmente pela massa de resíduos (Shearer, 2001). Este sistema apresenta-se vantajoso para aterros onde já existe deposição de resíduos ou com configurações que não permitam valas horizontais. Dado que a distribuição de humidade é limitada, pode ser necessário instalar um grande número de poços. (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002).

A inclusão de reservatórios de superfície, normalmente escavados nos resíduos, embora de simples construção, tem eficiência reduzida, dado que não é promovida uma distribuição homogénea da água. Adicionalmente, verifica-se que ocupam espaço útil do aterro que poderia ser utilizado para deposição dos resíduos (Shearer, 2001).

A irrigação da superfície do aterro por *spray* é um método simples e eficaz, embora cause problemas relacionados com o transporte do lixiviado pelo vento para áreas fora do aterro (Shearer, 2001).

Caso o lixiviado seja sujeito a arejamento, este não deve ser introduzido a meio da massa de resíduos dado que pode inibir a actividade dos microrganismos metanogénicos. Se for aplicado à superfície contribui para a redução de odores (Miller, Emge, 1997).

Vários autores têm efectuado pesquisas no sentido de modelar e prever as melhores técnicas de aplicação do lixiviado (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002; Al-Yousfi, 1992; McCreanor, 1998).

Relativamente às taxas de recirculação a aplicar, Reinhart, McCreanor, Townsend, (2002) propõem que, para maximização da área sob efeito do lixiviado, as operações de recirculação devem ser cíclicas bombeando-se durante um curto período de tempo a uma taxa intensa, o que se justifica porque a saturação é prejudicial à metanogénese. Quando esta se estabelece, a taxa de recirculação pode aumentar (Shearer, 2001). Souto (2005) concluiu também que o aumento progressivo da taxa de recirculação acelera a degradação de RSU.

Christensen e Kjeldsen (1989) mencionam que a biodegradação aumenta quando o teor de humidade no aterro ronda os 60%, enquanto estudos realizados com lísimetros recomendam um mínimo de 25% e um valor óptimo entre 40 a 70% (Shearer, 2001).

### **1.12.2 Captação de biogás**

A recirculação de lixiviados aumenta a produção de biogás num aterro, o que potencia uma maior recuperação de energia. Tipicamente, utilizam-se drenos horizontais para a captação do biogás. Foi demonstrado que a maior produção de gás é originada próximo dos locais de reintrodução de lixiviados, pelo que é comum utilizar as valas de injeção de lixiviado para a

extracção de biogás. Contudo a sua captação através dos drenos pode ser reduzida se ocorrer acumulação de líquido no fundo destas valas (Shearer, 2001). Actualmente verifica-se ainda uma grande discrepância nos valores de captação de biogás reportados, variando de 9 a 90% (GRRN, 2007).

### 1.13 Identificação dos principais aterros que efectuem recirculação

Actualmente existem aterros que utilizam a recirculação de lixiviados em vários países, aplicando diferentes técnicas, de modo a obter informação acerca da respectiva construção e operação de forma a averiguar parâmetros, como as condições biológicas, que permitem a optimização do processo, estimar o tempo de vida útil de um aterro com a aceleração da biodegradação, o movimento do líquido no interior da massa de resíduos, a redução do tempo de extracção de biogás, a redução de custos de tratamento de lixiviados e a possibilidade de injeção de ar para aumentar a taxa de biodegradação (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002). No Quadro 1.6 indicam-se os principais aterros que efectuem recirculação de lixiviados e as suas características.

**Quadro 1.6 - Principais aterros que efectuem a recirculação de lixiviados**

Localização	Aterros	Descrição
América	Kootenai Co, Idaho (Miller, Emge 1997)	Recirculação por irrigação superficial, valas e poços.
EUA	Virginia Landfills (EPA, 2000)	Dois aterros, um com recirculação de lixiviados e outro com recirculação de lixiviados, resíduos líquidos não-perigosos e águas pluviais.
	Milwaukee (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002)	Resíduos sem compactação e triturados. Recirculação por valas com adição de biosólidos.
	Live Oak, Georgia (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002)	Injecção de ar e lixiviados por poços verticais.
	Eau Claire, Wisconsin (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002)	Recirculação por valas horizontais.
	Crow Wing, MN (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002)	Recirculação em valas com pneus triturados.
	Baker Rd, Georgia (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002)	Injecção de lixiviados por poços verticais e injecção de ar nas tubagens de recolha de lixiviados.

(continua)

**Quadro 1.6 – (Continuação)**

<b>Localização</b>	<b>Aterro</b>	<b>Descrição</b>
Canadá	Lanchester, Pensilvania (Mandeville, 2006)	Recirculação de lixiviados por valas horizontais, <i>spray</i> de superfície na frente de trabalho e mantos de infiltração
	Keele Valley, Toronto (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002)	Recirculação de água para aumentar o teor de humidade.
	Trail Road, Ontario (Warith, Li, Jin, 1999)	Recirculação por lagoas.
Ásia		
Japão	Shi-Kamata, Fukuoka (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002)	Processo semi-aeróbio com injeção de ar na tubagem de recirculação de lixiviados.
Austrália	Lyndhurst LF, Melbourne (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002)	Recirculação por poços de recarga e valas.

### **1.13.1 Principais resultados obtidos**

Os dados obtidos até à data permitiram chegar a alguns resultados conclusivos sobre a eficiência e técnicas de operação de aterros como bioreactores. Assim, os testes realizados em Yolo County permitiram observar que a recirculação de lixiviados resultou num aumento no teor de humidade, embora esta não se encontrasse uniformemente distribuída. Testes relativos à produção de metano, assentamento e decomposição de sólidos permitiram verificar uma decomposição mais importante nas células dos aterros que realizaram recirculação (Mehta, 2000, Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002). Do mesmo modo, essas células apresentaram um aumento do assentamento e da taxa de biodegradação superiores a 50% (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002).

Na Europa, os resultados também se apresentam favoráveis à introdução da recirculação de lixiviados, embora que, com a operação de um bioreactor na Holanda, se tenha verificado que a permeabilidade dos resíduos pode ser menor que a esperada, reduzindo a quantidade de lixiviados que podem ser infiltrados. Contudo, observou-se um aumento da produção de biogás que pode ser aproveitado. (Oonk, Voelders, 1999).

A operação do aterro de Lanchester permitiu a obtenção de resultados que indicam uma melhoria da qualidade do lixiviado, um aumento na produção de biogás e do assentamento dos resíduos (Mandeville, 2006).

Da operação de um aterro no Michigan, Khire, Haydar (2005) concluíram que a utilização de coberturas intermédias de elevada permeabilidade, como geocompósito, pode ser mais eficiente que a recirculação de lixiviados para atingir a capacidade de campo.

Das experiências realizadas à escala real pode também concluir-se, genericamente, que é necessário bombear o lixiviado a uma taxa duas a três vezes superior à da sua geração de modo a evitar o aumento de pressões sobre a camada de impermeabilização de fundo (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002).

Haverá por outro lado que ter também em consideração instalações de armazenamento de lixiviado durante os períodos de chuva.

### **1.13.2 Potenciais problemas que podem ocorrer na operação**

Através dos estudos já realizados têm-se identificado alguns problemas potenciais decorrentes da operação dos aterros bioreactores.

Assim, relativamente à estabilidade do aterro, há que considerar o aumento da pressão interna (*“internal pore pressure”*) causado pelo elevado teor de humidade, durante o projecto do aterro, de modo a não comprometer a estabilidade dos taludes (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002). A estabilidade do aterro também pode ser afectada devido à alteração das características dos resíduos (maior densidade e menor permeabilidade) e ao peso adicional do líquido aplicado (Mandeville, 2006). Um rápido assentamento superficial pode levar à formação de lagoas à superfície e ter efeitos negativos nas tubagens (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002; Mandeville, 2006).

Verifica-se também que sistemas selados podem levar à rotura da cobertura de impermeabilização superficial (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002). A utilização de coberturas de baixa permeabilidade bem como a heterogeneidade do aterro pode levar a infiltrações laterais (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002), as quais constituem um dos problemas mais recorrentes dos aterros com recirculação pelo que importa que a injeção de lixiviados se efectue em zonas afastadas e que seja monitorizado o movimento dos lixiviados e a saturação lateral, mantendo-se a inspecção visual dos taludes (Mandeville, 2006).

Relativamente ao volume de lixiviados a recircular, este pode não ser suficiente para humidificar homogeneamente toda a massa de resíduos, sendo necessária a introdução de outros líquidos (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002). É possível que durante a recirculação ocorram também curto-circuitos, impedindo que se atinja a capacidade de campo na maior parte do aterro (Reinhart, McCreanor, Townsend, 2002).

### **1.14 Legislação em vigor**

Na União Europeia a legislação referente a todas as operações relativas a deposição de resíduos em aterro sanitário é constituída pela Directiva 1999/31/CE, modificada pela Directiva 2003/33/CE, de 19 de Dezembro de 2002, que estabelece os critérios e processos de admissão de resíduos em aterros. Nesta é estabelecida a definição de lixiviados, bem como a proibição de inserção de líquidos em aterro. Contudo, a possibilidade de operação do aterro com recirculação de lixiviados depende das entidades reguladoras de cada país membro.

Nos Estados Unidos, em 2002 a EPA completou o programa de pesquisa sobre práticas de operação de aterros com recirculação. Os resultados obtidos levaram à alteração dos critérios de projecto de aterros da Norma 258, subtítulo D (MWM, 2007), permitindo e regulamentado os critérios para esta operação.

### **1.15 Relevância do tema**

A crescente produção de resíduos bem como o aparecimento da síndrome “*NIMBY*” (*not in my backyard*) relativo à resistência das populações para a construção de aterros na proximidade das suas habitações, bem como as dificuldades inerentes à escassez de espaço disponível e adequado leva à necessidade de melhorar a eficiência de operação dos aterros e aumentar a sua capacidade útil.

Actualmente, verifica-se um aumento do número de estudos efectuados com o objectivo de investigar os efeitos da recirculação de lixiviados no aumento da taxa de decomposição biológica dos resíduos. Contudo, estes apresentam ainda algumas conclusões contraditórias ou focam-se apenas na análise dum número limitado de parâmetros não fornecendo uma comparação global que permita avaliar as vantagens concretas do método, prevalecendo também algumas lacunas de conhecimento. A discrepância verificada nos resultados obtidos deve-se provavelmente à aplicação de diferentes técnicas e métodos de operação. O facto da maior parte dos estudos sobre o tema se verificar nos Estados Unidos da América já levou a alterações específicas da legislação, que vieram permitir a prática da introdução de lixiviados no aterro.

Hoje em dia verifica-se um aumento do interesse sobre o tema, na União Europeia, embora a legislação seja ainda pouco específica em relação ao assunto. Em Portugal é um tema pouco abordado e desenvolvido, o que se adiciona à relevância que se atribui ao tema escolhido para a realização do presente trabalho.



## 2. OBJECTIVOS E ESTRUTURA DO ESTUDO

Pretendeu-se com este estudo averiguar a influência da recirculação de lixiviados na estabilização de resíduos em aterros sanitários e a sua viabilidade de implementação. Para tal, este estudo propõe comparar a operação de um aterro com e sem recirculação de lixiviados, em anaerobiose e em aerobiose.

Os parâmetros a serem analisados relacionam-se com os aspectos mais significantes de cada método, nomeadamente no que diz respeito ao assentamento da massa de resíduos, produção e qualidade dos lixiviados, velocidade de estabilização da matéria orgânica, produção de biogás, emissões poluentes, custos associados e viabilidade de implementação.

As questões mais concretas desta análise centram-se na influência da recirculação de lixiviados em aspectos que carecem ainda de respostas consensuais, nomeadamente:

1. Assentamento dos resíduos.
  - 1.1 Quantificação do aumento do assentamento dos resíduos e do volume útil do aterro com a recirculação;
  - 1.2 Averiguação das causas do assentamento e análise de vantagens do espaço recuperado vs incertezas existentes e risco associado à aplicação da recirculação.
2. Alterações nos lixiviados.
  - 2.1 Verificação de alterações no volume de lixiviados esperado;
  - 2.2 Verificação de alterações da sua qualidade;
  - 2.3 Averiguação de potenciais implicações da melhoria de qualidade dos lixiviados no respectivo tratamento posterior.
3. Estabilização dos resíduos.
  - 3.1 Comparação da taxa de estabilização dos resíduos para os diferentes métodos;
  - 3.2 Averiguação de causas.
4. Produção de biogás.
  - 4.1 Análise dos benefícios de potenciação da metanogénese vs riscos potenciais de não se atingirem eficiências necessárias;
  - 4.2 Comparação da produção de biogás para um aterro com e sem recirculação.
5. Comparação da emissão de poluentes derivados dos diferentes métodos de operação, em quantidade e duração.
6. Análise económica.
  - 6.1 Realização de uma análise comparativa de custos e benefícios do bioreactor em relação ao aterro tradicional.
7. Análise da influência que a legislação pode exercer nas alternativas existentes e na respectiva viabilidade de implementação, incluindo sugestões na sua melhoria.

Pretende-se assim averiguar se a recirculação de lixiviados é uma tecnologia de desempenho superior à tradicional e em que condições deverá ser aplicada.

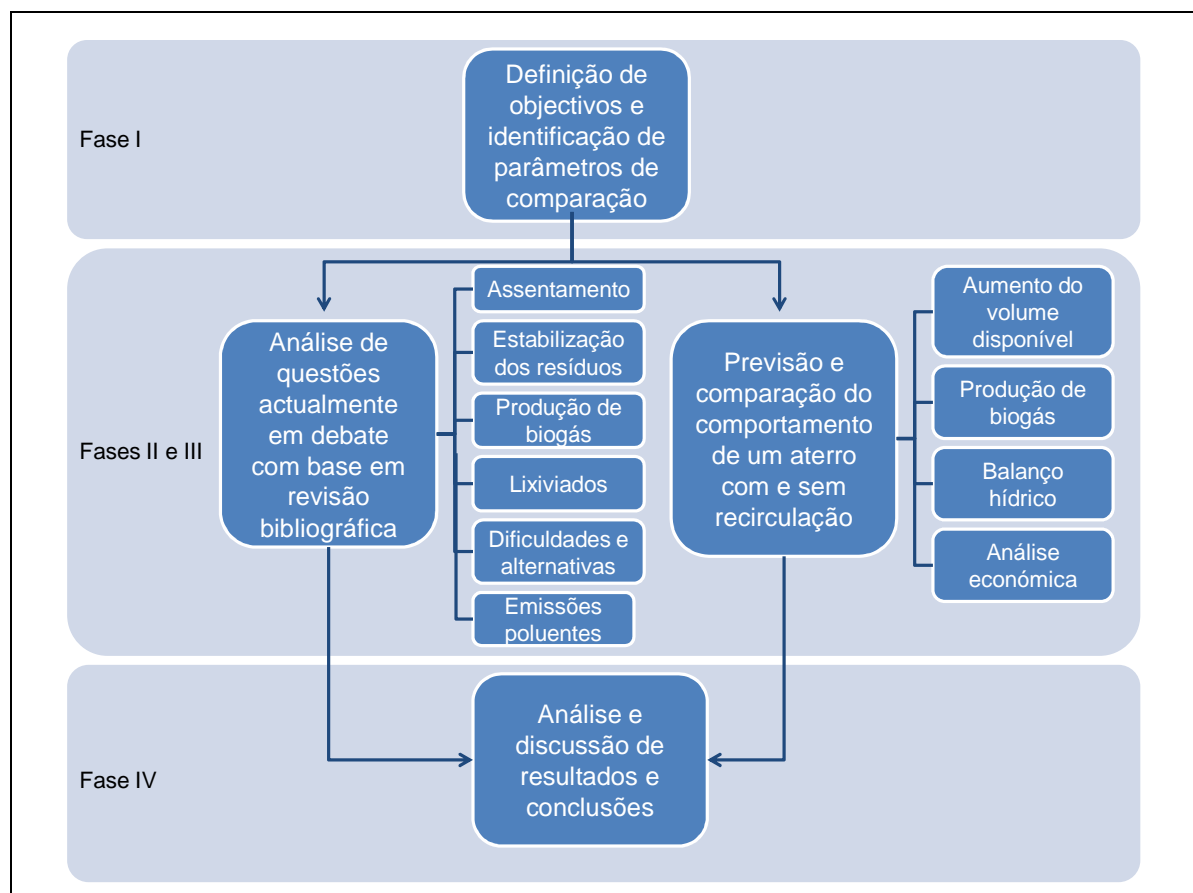
A estrutura da presente dissertação pretende responder aos objectivos através considerando duas partes. Na primeira efectua-se a análise de parâmetros com base em pesquisa bibliográfica, enquanto na segunda, por simulação, se procura prever a evolução de determinados parâmetros, com e sem recirculação para um aterro com características típicas dos sistemas de resíduos nacionais.



### 3. PLANO DE TRABALHO

#### 3.1 Representação esquemática

Neste capítulo são apresentadas as fases da metodologia adoptadas para atingir os objectivos do presente estudo, como se indica esquematicamente na Figura 3.1.



**Figura 3.1 - Representação esquemática da metodologia utilizada no estudo**

A fase inicial do trabalho iniciou-se com a recolha bibliográfica pertinente aos objectivos do estudo. Seguidamente, procedeu-se à selecção de parâmetros relevantes para comparação dos métodos de operação em análise. A segunda fase do trabalho consistiu na recolha de dados e informação existentes na bibliografia actual e, a terceira fase, centrou-se na previsão do comportamento de um aterro com e sem recirculação de lixiviados. Procedeu-se à análise e discussão dos resultados, de modo a serem obtidas conclusões e sugestões para trabalho futuro.

#### 3.2 Fase II – Revisão Bibliográfica

Esta fase diz respeito à comparação de parâmetros seleccionados e considerando como situação base a ausência de recirculação, com situações de operação que incluem a recirculação em anaerobiose e a recirculação em aerobiose. Exceptua-se desta situação a análise de produção de biogás, que apenas foi comparada para a situação base e recirculação

em anaerobiose, uma vez que a operação do aterro em aerobiose promove a inibição dessa produção. A escolha de parâmetros foi determinada pelas diferenças significativas verificadas em estudos anteriores a nível dos diferentes métodos de operação.

### **3.2.1 Assentamento de resíduos**

Para o estudo do assentamento, comparou-se a percentagem de assentamento verificada em células à escala real, ou ensaios experimentais, tendo em conta a duração da experiência e o método de operação utilizado. Averiguaram-se também as vantagens e desvantagens associadas à operação de recirculação de lixiviados.

### **3.2.2 Estabilização dos resíduos**

A análise da estabilização de resíduos para os diferentes métodos de operação foi efectuada comparando as quantidades existentes de celulose, hemicelulose e lenhina, medidos em diversos aterros, uma vez que para condições conhecidas a celulose e a hemicelulose representam a maior fracção de componentes biodegradáveis de RSU num aterro (Hossain *et al.*, 2003), e porque a lenhina representa um componente orgânico que se apresenta essencialmente recalcitrante em condições metanogénicas, interferindo com a decomposição da celulose e hemicelulose pois actua como barreira física e impede o acesso microbiológico a estes carboidratos (Warith, Li, Jin 2005). Assim, a taxa de biodegradação ou estabilização dos resíduos pode ser medida através da percentagem existente de celulose, hemicelulose e lenhina e do potencial de geração de metano (Mehta *et al.*, 2002; Hossain *et al.*, 2003; Warith, Li, Jin, 2005).

### **3.2.3 Produção de biogás**

Efectuou-se a comparação da produção de biogás com recirculação de lixiviados para diferentes estudos analisados.

### **3.2.4 Lixiviados**

No estudo dos lixiviados analisou-se a variação de volume produzido e alterações na sua qualidade. Para comparar a qualidade dos lixiviados submetidos a recirculação com a qualidade que teriam na sua ausência, é relevante a análise de parâmetros característicos como CBO<sub>5</sub>, CQO, concentração de azoto amoniacal e pH (Benson, 2003), bem como a relação CBO<sub>5</sub>/CQO, condutividade, sólidos dissolvidos totais, concentração de orgânicos

recalcitrantes e metais pesados (Jun, *et al.* 2007; Reinhart, 2007; Fayad, Sadek, El-Fadel, 2007; Biligili, 2006).

### **3.2.5 Dificuldades, viabilidade de implementação e sugestões**

Para a comparação da implementação de dos diferentes tipos de operação analisou-se a legislação existente, bem como as dificuldades e questões técnicas e não técnicas que actualmente, são frequentemente apontadas, efectuando-se ainda sugestões para trabalho futuro.

### **3.2.6 Emissões poluentes**

Para a análise das emissões poluentes decorrentes de cada técnica, compararam-se emissões resultantes de ambas as técnicas documentadas anteriormente.

## **3.3 Fase III - Previsão do comportamento de um aterro com e sem recirculação de lixiviados**

### **3.3.1 Considerações gerais**

Para esta previsão, utilizou-se como caso de estudo, um aterro fictício com base na capitação e evolução duma população portuguesa dos concelhos de Concelhos de Figueira da Foz, Montemor-o-Velho e Pombal. Considerou-se o ano de 2007 como o primeiro ano de admissão de resíduos e operação do aterro, admitindo-se um período de operação de 10 anos visto ser um horizonte possível para ambos os métodos, dadas as características do aterro, e apesar da degradação de resíduos ocorrer, principalmente, num período de cinco anos, conforme amplamente reportado na bibliografia (Warith, Li, Jin, 2005; Pacey *et al.*, 2000).

A estimativa populacional foi efectuada com base nos Censos de 2001, através de progressão geométrica com uma taxa de crescimento populacional positiva decrescente, através de  $P = P_0 \times (1 + r)^n$ , onde  $r$  corresponde à taxa utilizada e  $n$  ao número de anos. A produção anual de resíduos foi determinada com início no ano de 2007 a partir de um valor de capitação de 1 kg/hab.dia, considerado médio e habitual. Até ao ano de 2012 considerou-se uma taxa de crescimento anual da capitação de 3% e, nos anos seguintes, aplicou-se uma taxa de crescimento de 1%.

### 3.3.2 Aumento do volume disponível em aterro

Com base em valores obtidos na pesquisa bibliográfica, estimou-se o volume adicional disponível para deposição de resíduos no aterro, decorrente do aumento do assentamento da massa de resíduos em consequência da prática da recirculação de lixiviados.

### 3.3.3 Modelação da previsão de biogás

A escolha da produção de biogás como indicador de estabilização resulta desta produção ocorrer à medida a que a biodegradação se processa. A intensificação desta produção pode ser indicativa dum aumento da taxa de biodegradação levando a uma estabilização acelerada da massa de resíduos. Com base nos trabalhos disponíveis sobre modelos de previsão, que incluem os diversos métodos de operação dos aterros, considerou-se que a produção de biogás era um indicador acessível e adequado. Adicionalmente, muitos autores consideram o aumento da produção de biogás como o objectivo principal da recirculação de lixiviados em aterro, ou como a principal vantagem que lhe é associada.

Para que a taxa de recirculação seja óptima, visando a recuperação de biogás, importa que o aterro seja dividido em células, onde o lixiviado de células mais jovens possa ser recirculado para as mais antigas (onde prevalecem condições metanogénicas).

A estimativa da produção de biogás devido à biodegradação exige um estudo aprofundado das propriedades dos resíduos, nomeadamente no que diz respeito às proporções esperadas dos materiais, à sua meia-vida, quantidade de humidade e concentração de inibidores e materiais perigosos (Johannessen, 1999). Tem-se verificado que os modelos baseados em cinéticas de primeira ordem são bastante precisos para a previsão desta produção (Johannessen, 1999; Reinhart, 2005).

Assim, para este estudo preferiu-se o modelo U.S. EPA LandGEM, que parece ajustar-se consideravelmente aos dados observados em diversos aterros, desde que se considere uma fase inicial de retardação (Reinhart, 2005; Hossain, *et al.*, 2003, tendo por base a seguinte

$$\text{equação } Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k L_0 \left( \frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}} :$$

$Q_{CH_4}$  = Produção anual de metano no ano de cálculo ( $m^3/\text{ano}$ )

$i$  = incremento temporal de um ano

$n$  = (ano de cálculo) - (ano inicial de admissão de resíduos)

$j$  = incremento temporal de 0.1 anos

$k$  = taxa de produção de metano ( $\text{ano}^{-1}$ )

$L_o$  = capacidade potencial de produção de metano ( $m^3/Mg$ )

$M_i$  = massa de resíduos admitida no ano  $i$  (Mg)

$t_{ij}$  = idade da secção  $j$  da massa  $M_i$  de resíduos aceite no ano  $i$

Para a estimativa da quantidade de gás gerado é necessária a introdução de dados relativos à capacidade do aterro, taxa anual de admissão de resíduos, a taxa de produção de metano e capacidade potencial máxima de produção de metano, bem como o número de anos de admissão de resíduos (Reinhart, 2005).

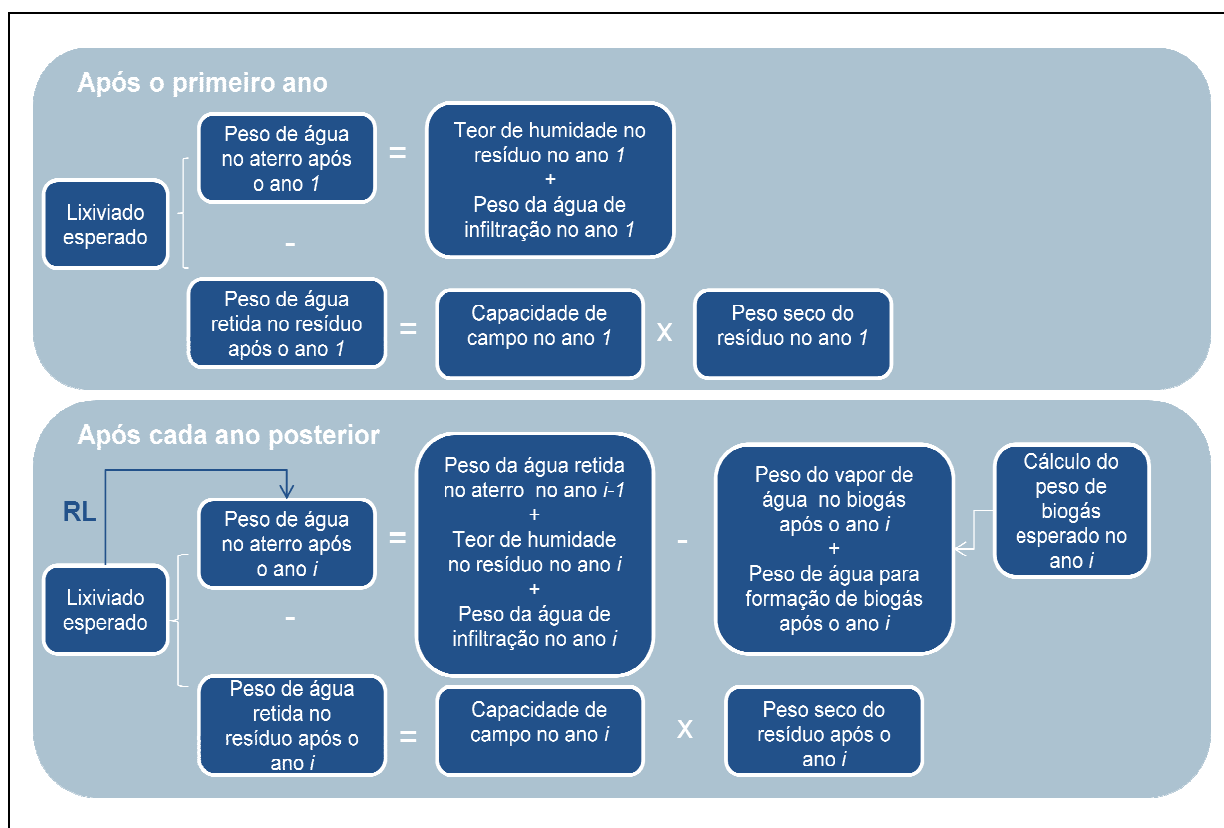
Para o cálculo da produção de biogás foram utilizados os parâmetros recomendados pelo modelo para cada tipo de operação do aterro, bem como os valores médios desses parâmetros medidos em diversos aterros.

### 3.3.4 Balanço Hídrico

Efectuou-se o balanço hídrico do aterro considerando os dois métodos de operação. Para tal considerou-se a capitação anual de resíduos esperada e a produção de biogás estimada e tiveram-se em conta os seguintes pressupostos:

- O caudal de biogás utilizado correspondeu ao obtido na previsão do LandGEM com os parâmetros médios observados em diversos aterros.
- A produção de biogás apenas se inicia após o 1º ano de deposição de resíduos.
- O efeito do assentamento não foi tido em conta na diminuição de espaços vazios e possibilidade de aumento do caudal de lixiviados.
- O valor do caudal de infiltração utilizado baseou-se no valor médio anual da precipitação verificada para o local utilizado para o aterro fictício, ao qual se subtraiu o escoamento superficial.
- No caso da operação com recirculação consideraram-se duas situações, uma com taxa de recirculação crescente de 25% do lixiviado produzido para os primeiros três anos, 50% para os três anos seguintes e 75% para os restantes anos de operação, e outra com taxa de recirculação constante de 50% do lixiviado produzido no ano anterior.
- A análise apenas se efectuou para os anos de operação do aterro.
- O cálculo da capacidade de campo foi efectuado com base na equação (Tchobanoglous *et al.*, 1993):  $Capacidade\ de\ campo(lb) = 0,6 - 0,55 \times \frac{W}{10000+W}$ , onde  $W$  corresponde ao peso de sobrecarga do resíduo calculado a meia altura do enchimento.

A metodologia seguida para a obtenção do balanço encontra-se esquematizada na Figura 3.2.



**Figura 3.2 – Metodologia para o cálculo do balanço hídrico para um aterro com e sem recirculação.**

Considerou-se que o peso da água retida no aterro em cada ano correspondia à diferença entre o peso de água no aterro nesse ano e o lixiviado formado. A recirculação de lixiviado (RL) representada na figura não foi considerada no balanço do aterro tradicional.

O cálculo do peso seco após cada ano  $i$  obteve-se por subtração do peso da água que sai do aterro para formação de biogás ao peso total da camada de resíduos do ano anterior mais o peso dos resíduos admitidos nesse ano.

### 3.3.5 Análise económica

A análise presente neste estudo foi efectuada tendo em consideração os custos e benefícios adicionais resultantes da operação de um aterro com recirculação de lixiviados em comparação com uma situação de referência de operação tradicional. Esta análise foi facilitada com a aplicação a um caso concreto, uma vez que permite a análise de diferentes situações e comparação com outros estudos.

Foram analisadas duas hipóteses, considerando o máximo e mínimo benefício possíveis. No primeiro caso utilizou-se o maior caudal de biogás estimado e os maiores benefícios

decorrentes da remoção de amónia do lixiviado (Situação A), tendo sido utilizados no segundo caso os menores valores destes parâmetros (Situação B).

Os valores foram calculados com base na bibliografia, tendo sido actualizados para a data de 2007 considerando uma taxa de 3%, excepto para os benefícios decorrentes da produção de biogás. As conversões monetárias foram efectuadas com base em valores médios mensais do ano de publicação dos estudos consultados, de acordo com os valores existentes no Banco de Portugal.

Deste modo, os benefícios económicos identificados para a recirculação de lixiviados em anaerobiose caracterizam-se por:

- Aumento da produção de biogás para produção de electricidade;
- Redução de custo de tratamento dos lixiviados;
- Redução de impactes ambientais;
- Aumento do espaço vazio recuperado devido ao assentamento;
- Redução de custos após encerramento.

Na operação em aerobiose, os benefícios são semelhantes, embora a produção de biogás seja mínima pelo que não se tem em conta esse benefício. Contudo, este modo permite a desnitrificação *in-situ*, resultando num benefício adicional.

A estimativa dos benefícios decorrentes da produção de biogás teve por base a produção esperada, considerando o seu valor energético e o seu custo de venda de acordo com o Decreto-Lei 33-A/2005 e as tarifas praticadas pela Electricidade de Portugal (EDP) em 2007.

Para a realização da análise de benefícios partiu-se dos seguintes pressupostos:

- Considerou-se uma quantidade de resíduos depositada de modo a verificar-se a operação do aterro durante um período de dez anos, adoptando-se como eficiência de aproveitamento energético na conversão do biogás a electricidade a que é mencionada noutros estudos.
- Da electricidade produzida esperada deduziu-se a estimada para as necessidades do aterro. Esta foi baseada nos valores verificados para aterros com operação tradicional e aterros que efectuam recirculação de lixiviados com aproveitamento de biogás, com características semelhantes ao aterro utilizado para este estudo (Johannessen, 1999). O valor de energia utilizada para consumo interno para aterros tradicionais é concordante com os verificados para aterros portugueses em 2006.
- De modo a averiguar os benefícios resultantes da recirculação de lixiviados para o respectivo tratamento considerou-se o caudal de lixiviados esperado para a operação tradicional uma vez que apenas se consideram os benefícios adicionais da

recirculação em relação ao caudal que seria produzido numa situação normal. A análise foi efectuada apenas para os anos de operação do aterro devido à dificuldade em prever a produção de lixiviados após o encerramento.

- A análise de benefícios resultantes do aproveitamento energético do biogás foi efectuada durante o período de tempo em que estes são positivos relativamente à operação tradicional.

Por outro lado, a análise dos restantes benefícios baseou-se em valores unitários fornecidos em estudos semelhantes, aplicados à quantidade de resíduos estimados anualmente para o caso em estudo.

Para o cálculo dos custos da recirculação em anaerobiose considerou-se o investimento adicional em tubagens de lixiviados, equipamento de aproveitamento de biogás e custos adicionais de operação. A operação do aterro em aerobiose apresenta como investimento adicional as tubagens de injeção de ar, o equipamento eléctrico associado e a energia consumida no arejamento.

### **3.4 Fase IV – Análise e discussão de resultados e elaboração de conclusões**

Efectuou-se a análise e discussão dos resultados obtidos, procedendo-se também à comparação entre os parâmetros resultantes da fase II e III, de modo a poderem ser atingidas as conclusões do estudo.



## 4. RESULTADOS

Nesta secção apresentam-se os resultados obtidos com a comparação dos parâmetros seleccionados na fase I, apresentando os resultados da análise com base em revisão bibliográfica (correspondente à fase II), bem como os resultados da previsão da comparação do comportamento de um aterro com e sem recirculação de lixiviados (fase III).

### 4.1 Fase II – Análise das questões actualmente em debate

#### 4.1.1 Assentamento

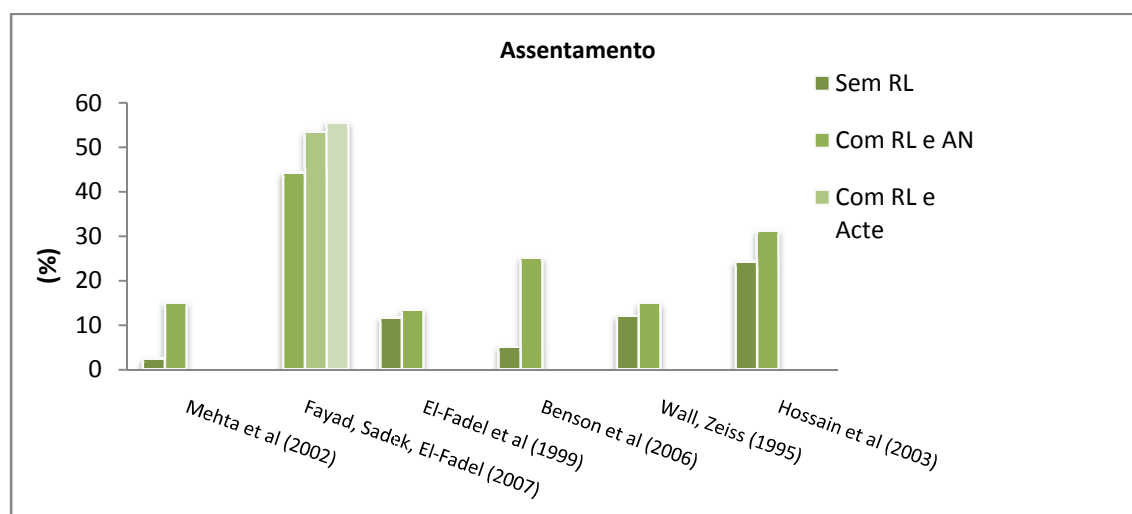
Os assentamentos verificados em massas de resíduos estudados por diferentes autores encontram-se representados na Figura 4.1, estando as características de cada estudo resumidamente descritas no Quadro 4.1.

**Quadro 4.1 – Características dos estudos da alteração do assentamento com a recirculação de lixiviados**

<b>Autores</b>	<b>Características do estudo</b>
Mehta <i>et al.</i> (2002)	Duas células no aterro de Yolo County (EUA), sendo uma delas com recirculação de lixiviados em anaerobiose (com RL e AN), e a outra de controlo em operação tradicional (sem RL).
Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	Ensaio com três colunas, onde se efectuou recirculação em anaerobiose (com RL e AN), recirculação em aerobiose com arejamento constante (com RL e $A_{cte}$ ) e taxa de arejamento variável crescente (com RL e $A_{var}$ ). Os resíduos foram triados, retirando-se plásticos, metal e vidros.
El-Fadel <i>et al.</i> (1999)	Ensaio em duas células num aterro na Califórnia (EUA), onde numa foram adicionadas lamas de digestão anaeróbia, solução tampão e lixiviados (com RL), servindo a segunda célula de controlo (sem RL).
Benson <i>et al.</i> (2006)	Duas células num aterro nos EUA, uma com recirculação de lixiviados em anaerobiose (com RL e AN) e a outra com operação tradicional (sem RL).
Wall, Zeiss (1995)	Duas células teste de modo a simular a operação de recirculação de lixiviados em anaerobiose (com RL e AN) e a operação tradicional (sem RL).
Olivier, Gourc (2007)	Dois reactores, um com recirculação em anaerobiose (RL e AN) e outro de controlo (sem RL)

Para cada caso analisado, verifica-se um aumento na percentagem de assentamento dos resíduos com a introdução da recirculação dos lixiviados, em comparação com a sua ausência.

Nalguns dos estudos efectuados à escala laboratorial foram aplicadas cargas com o objectivo de simular o efeito do peso das camadas superiores de resíduos.



**Figura 4.1 - Variação da percentagem de assentamento**

A maior diferença entre os métodos foi verificada por Benson *et al.* (2006) com um aumento de cerca de 20% de assentamento dos resíduos submetidos a recirculação dos lixiviados.

Os autores Mehta *et al.* (2002) verificaram um aumento do assentamento da massa de resíduos seis vezes superior na célula onde foi efectuada a recirculação. Fayad, Sadek, El-Fadel (2007) verificaram que a recirculação acompanhada de arejamento a taxa variável se traduziu num assentamento superior quer no caso de recirculação com arejamento a taxa constante, quer na ausência de recirculação. Diferenças menos significativas foram verificadas por El-Fadel *et al.* (2006) e por Wall, Zeiss (1999).

Olivier e Gourc (2007), ao realizarem testes de assentamento em reactores com e sem recirculação, verificaram um aumento do assentamento total com a recirculação. Adicionalmente, com o aumento da taxa de recirculação verificaram um aumento no assentamento secundário, em cerca de 3 vezes, ao verificado imediatamente antes desse aumento na recirculação.

Atkins Water (2003) estimaram um aumento de cerca de 15% no espaço disponível de um aterro após o aumento do assentamento provocado pela recirculação de lixiviados em aerobiose. Um estudo efectuado pela EPA (2002) estima esse aumento em cerca de 13%.

Relativamente ao assentamento diferencial dos resíduos, é possível observar uma variação dos efeitos da recirculação quer se trate do assentamento primário ou secundário.

Fayad, Sadek, El-Fadel (2007) observaram um maior assentamento inicial na coluna com RL e AN (cerca de 30%) nos primeiros dois dias. Após 140 dias esse assentamento praticamente anulou-se, considerando os autores como o início do assentamento secundário. Em ambas as colunas com arejamento, o assentamento inicial foi menor (cerca de 28,7% para RL e  $A_{cte}$  e

26,6% para RL e  $A_{var}$ ) embora as taxas de assentamento primário e secundário fossem superiores no final da experiência, tendo continuado a aumentar (caso mais notório para a coluna com RL e  $A_{var}$ ).

Hossain *et al.* (2003) mediram variações no assentamento primário dos bioreactores desde 26% a 35%, à medida que a razão entre os compostos facilmente biodegradáveis como a celulose e hemicelulose, e a lenhina [(C+H)/L] diminuía de 1,29 para 0,25. Neste estudo, os autores consideraram o coeficiente de assentamento secundário independente do estado da decomposição dos resíduos, obtendo valores de 0,02 e 0,03 para os diferentes tipos de operação (com e sem recirculação) em diversos estados de decomposição.

Wall e Zeiss (1995) verificaram um assentamento primário de cerca de 15% para a coluna com recirculação e 12% para a de controlo. Em relação ao assentamento secundário verificaram uma taxa de 4% e 2% para as células com recirculação e de controlo, respectivamente.

De modo a quantificar o efeito da recirculação no assentamento secundário, Olivier e Gourc (2007) definiram um factor de compressibilidade, correspondente à razão entre a taxa de compressão secundária do bioreactor e a taxa de compressão secundária do aterro tradicional. Os valores obtidos foram de 5 a 6, no período de recirculação intensa. Comparando com outros aterros com operações semelhantes (Yolo County nos EUA e Lyndhurst na Austrália) os autores encontraram valores de 4,5 e 1,4, respectivamente.

#### **4.1.2 Estabilização dos resíduos**

A comparação de parâmetros para averiguar a influência da recirculação na taxa de estabilização dos resíduos foi efectuada tendo em consideração dados provenientes de aterros após 3 anos e 6 a 7 anos de operação. A análise efectuada neste sub-capítulo apenas contempla dados relativos a recirculação em anaerobiose, devido à escassez de dados relativos a indicadores de biodegradabilidade em aerobiose.

Shearer *et al.* (2001) analisaram dados provenientes dos aterros de Atlantic, Middle Peninsula, Spruce Ridge e Evergreen, todos localizados em diversos locais dos EUA. Mehta (2000) estudou os parâmetros provenientes do aterro de Yolo County, California. Em cada um dos aterros estudados foram utilizadas várias células de controlo (indicadas como “Sem RL”) e de operação com recirculação de lixiviados (indicadas como “RL”).

#### 4.1.2.1 Humidade

A percentagem de humidade encontrada nos resíduos após 3 e 6 a 7 anos de operação nos diversos aterros analisados encontra-se representada nas Figuras 4.2 e 4.3.

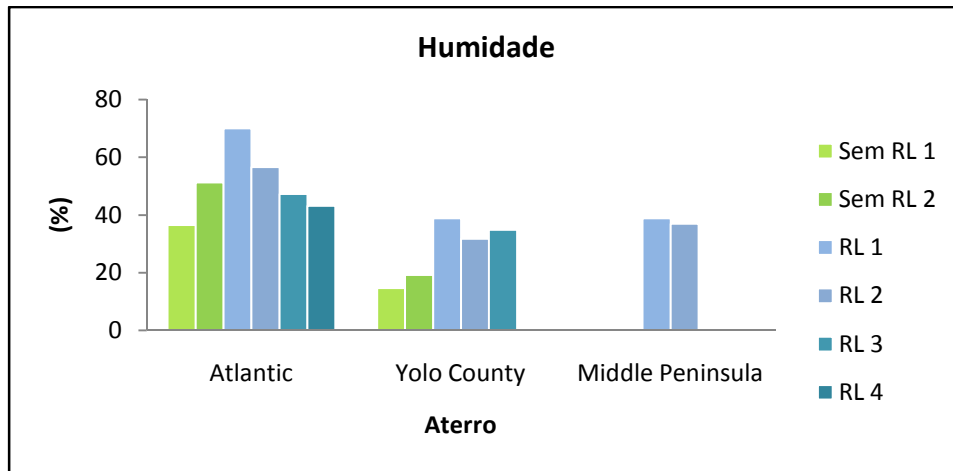


Figura 4.2 – Percentagem de humidade nos resíduos após 3 anos

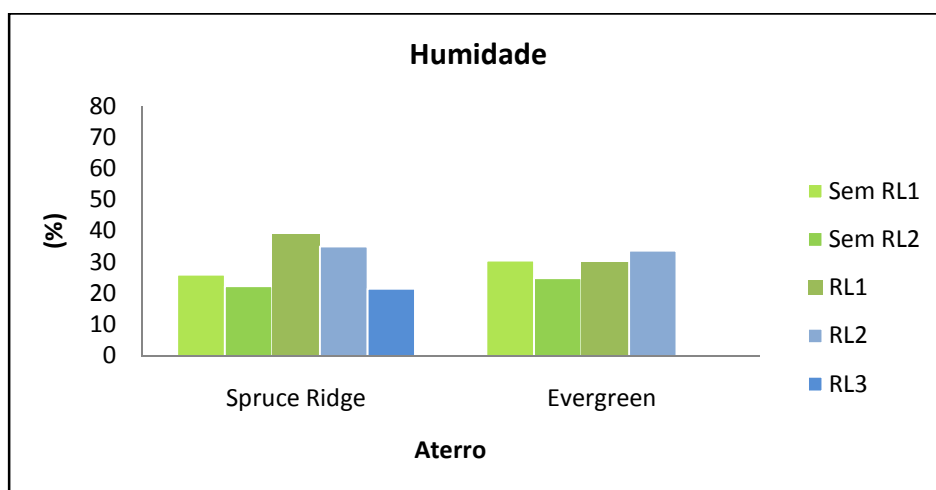
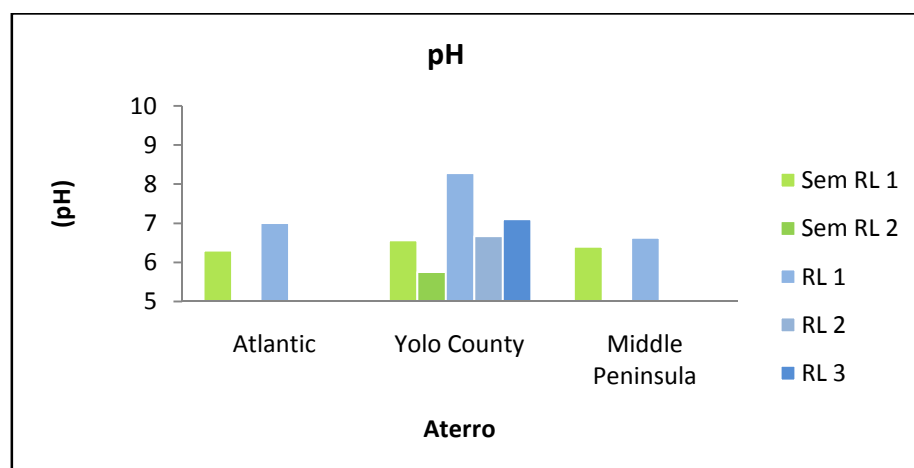


Figura 4.3 - Percentagem de humidade nos resíduos após 6 a 7 anos

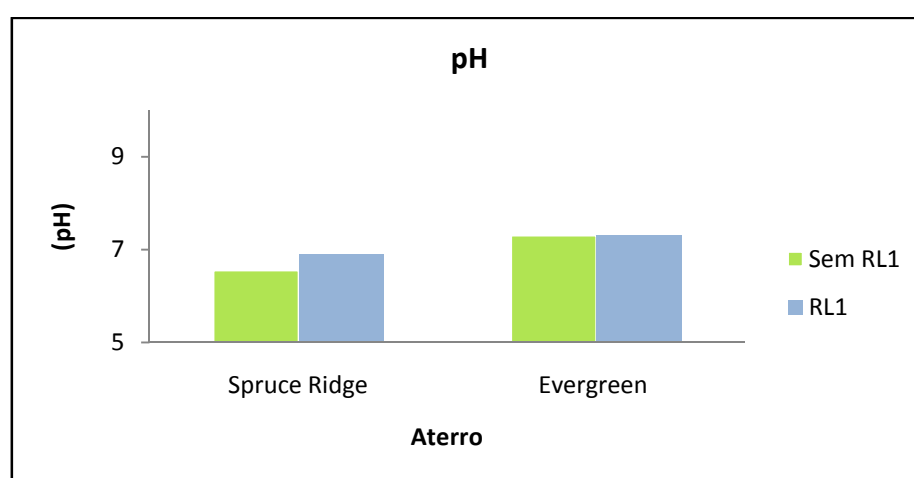
O teor de humidade nas células com recirculação foi mais elevado do que nas células de controlo (Shearer *et al.*, 2001). Estas observações são semelhantes para ambos os períodos de operação dos aterros.

#### 4.1.2.2 pH

Os valores de pH obtidos nos diferentes aterros, encontram-se representados nas Figuras 4.4 e 4.5.



**Figura 4.4 - Valores de pH presente nos resíduos após 3 anos**



**Figura 4.5 - Valores de pH presente nos resíduos após 6 a 7 anos**

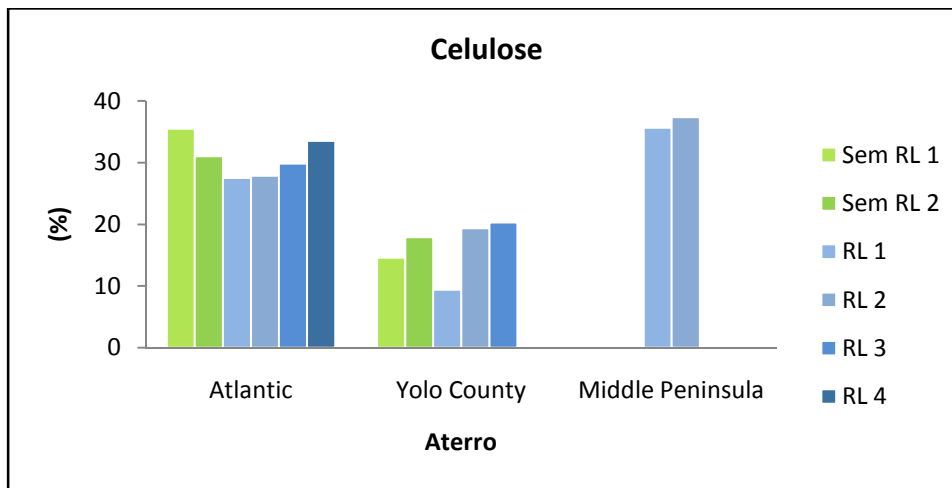
Shearer *et al.* (2001) verificaram que os valores de pH aumentaram ao longo do tempo para as células de controlo e com recirculação.

Contudo, verificou-se que os valores médios de pH nas células com recirculação de lixiviados foram superiores às células de controlo quer para os aterros com 3 anos de operação quer para os aterros com 6 a 7 anos. Resultados semelhantes foram obtidos por Mehta (2000).

Valores de pH inferiores a 7 verificam-se na maioria das células de controlo, mais secas, o que poderá inibir a actividade microbiana metanogénica.

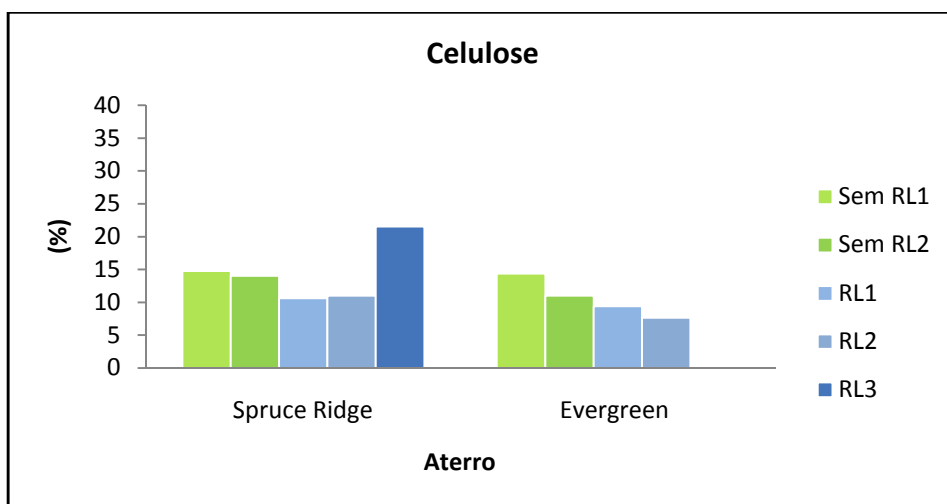
#### **4.1.2.3 Celulose**

A celulose é um polissacárido facilmente degradável, sendo expectável que a sua concentração diminua significativamente à medida que ocorre a biodegradação (Shearer *et al.*, 2001). As concentrações verificadas em aterros após 3 e 6 a 7 anos de operação são indicadas nas Figuras 4.6 e 4.7, respectivamente.



**Figura 4.6 - Percentagem de celulose nos resíduos após 3 anos**

Nas células com recirculação, no aterro de Atlantic (EUA) verificou-se uma menor concentração da celulose do que nas células de controlo. Em Yolo County apenas se verifica para uma das células com recirculação. Shearer *et al.* (2001) verificaram taxas de degradação de celulose superiores nas células com recirculação, sendo essa degradação cerca de 8% mais rápida.



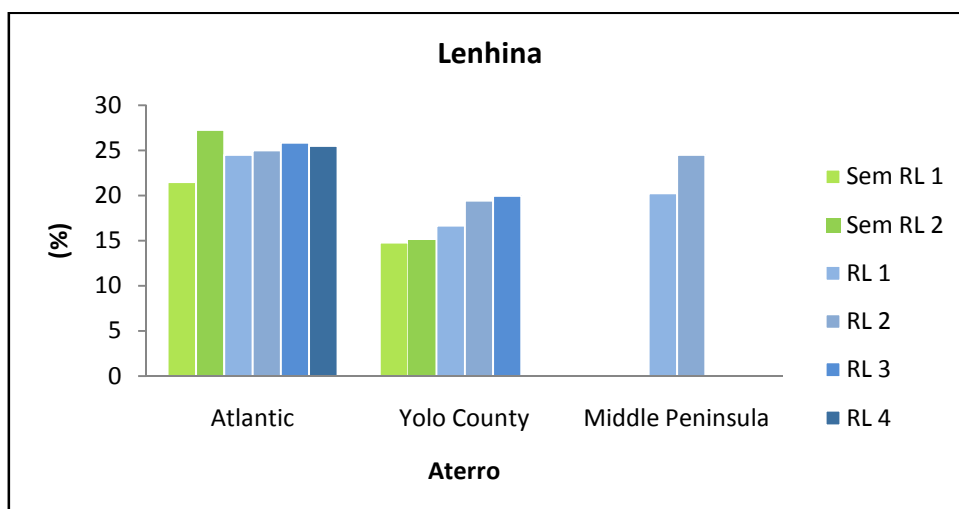
**Figura 4.7 - Percentagem de celulose nos resíduos após 6 a 7 anos**

#### 4.1.2.4 Lenhina e Relação (C+H)/L

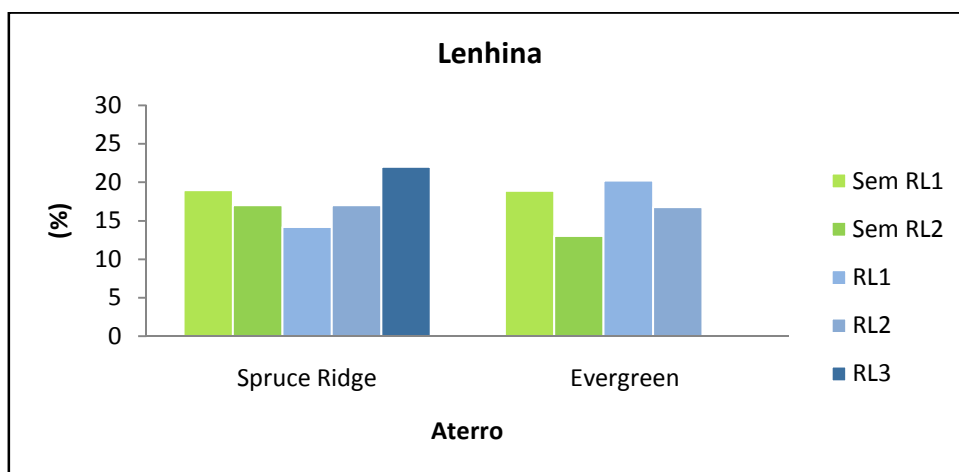
Dado que a lenhina é um composto recalcitrante, esta pode inibir a degradação da celulose e à medida que a biodegradação ocorre, a razão (C+H)/L pode aumentar (Shearer *et al.*, 2001; Mehta, 2000).

Contudo, resultados observados por Shearer *et al.* (2001) indicam que essa razão diminui quer nas células com recirculação, quer nas de controlo, embora a taxa de declínio seja 3% superior para os casos de recirculação. Após sete anos, aqueles autores verificaram que a razão média era 30% menor para as células com recirculação.

Nas Figuras 4.8 e 4.9 mostram-se as variações da percentagem de lenhina nos resíduos.



**Figura 4.8 - Percentagem de lenhina nos resíduos após 3 anos**

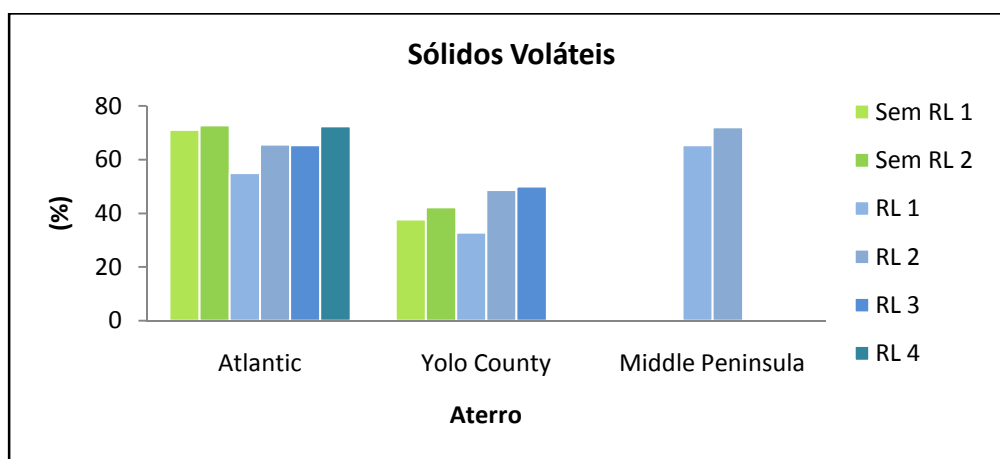


**Figura 4.9 - Percentagem de lenhina nos resíduos após 6 a 7 anos**

Observações semelhantes, efectuadas por Mehta (2000) em Yolo County, demonstraram que foi na célula com maior teor de humidade que se detectou maior variação da relação (C+H)/L.

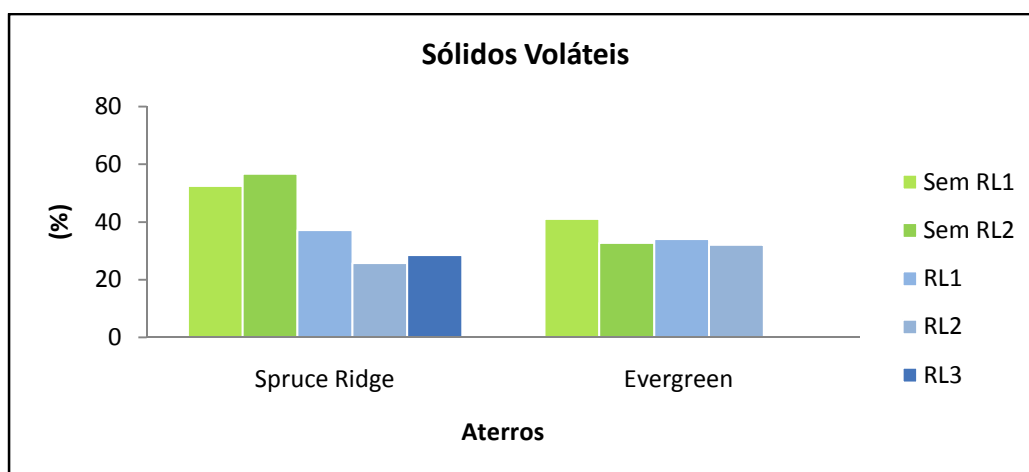
#### 4.1.2.5 Sólidos Voláteis

Os sólidos voláteis representam uma medida do material orgânico degradável e recalcitrante (Mehta, 2000). As percentagens de sólidos voláteis após 3 anos de operação encontram-se representadas na Figura 4.10 e após 6 a 7 anos, na Figura 4.11.



**Figura 4.10 - Percentagem de sólidos voláteis nos resíduos após 3 anos**

De um modo geral, a percentagem de sólidos voláteis nas células com recirculação é menor do que nas células de controlo. Contudo essa diferença não é muito significativa, sendo que para o aterro de Yolo County a concentração média de sólidos voláteis foi de 40,1% para as células de controlo e 42,6% para as células com recirculação.



**Figura 4.11 - Percentagem de sólidos voláteis nos resíduos após 3 anos**

Shearer *et al.* (2001) verificaram apenas cerca de 2% de aumento na taxa de degradação de sólidos voláteis nas células com recirculação, sendo que o valor médio de concentração se apresentou 21% menor nestas em comparação com as células de controlo. Apesar dos autores sugerirem que a maior parte da degradação ocorre nos primeiros anos, verifica-se que a percentagem de sólidos voláteis em aterros após 6 a 7 anos de operação é ligeiramente inferior à de aterros com operação durante 3 anos.

Constata-se assim que as células com maior percentagem de humidade apresentam uma menor concentração quer de celulose, quer de sólidos voláteis.



#### 4.1.2.6 Potencial Metanogénico

Nas Figuras 4.12 e 4.13 indicam-se os valores do potencial metanogénicos dos resíduos.

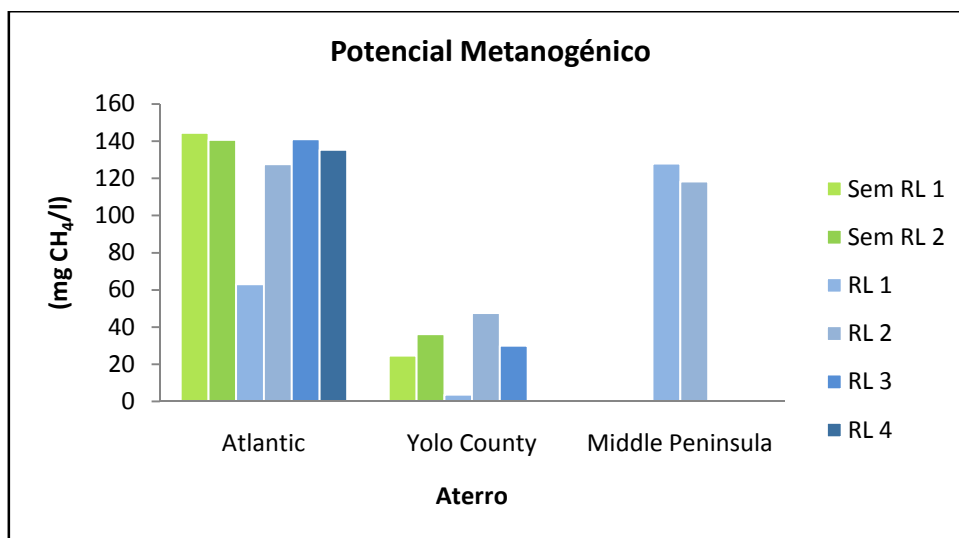


Figura 4.12 - Potencial metanogénicos dos resíduos após 3 anos

Após 3 anos de operação apenas se verifica uma diminuição significativa do potencial metanogénico para uma das células com recirculação de lixiviados em dois dos aterros analisados. Nas restantes células os valores são semelhantes para as células de controlo e com recirculação. O menor valor de potencial metanogénico para os aterros de Atlantic e Yolo County corresponde às células com teor de humidade e pH mais elevados (Mehta, 2000; Shearer *et al.*, 2001).

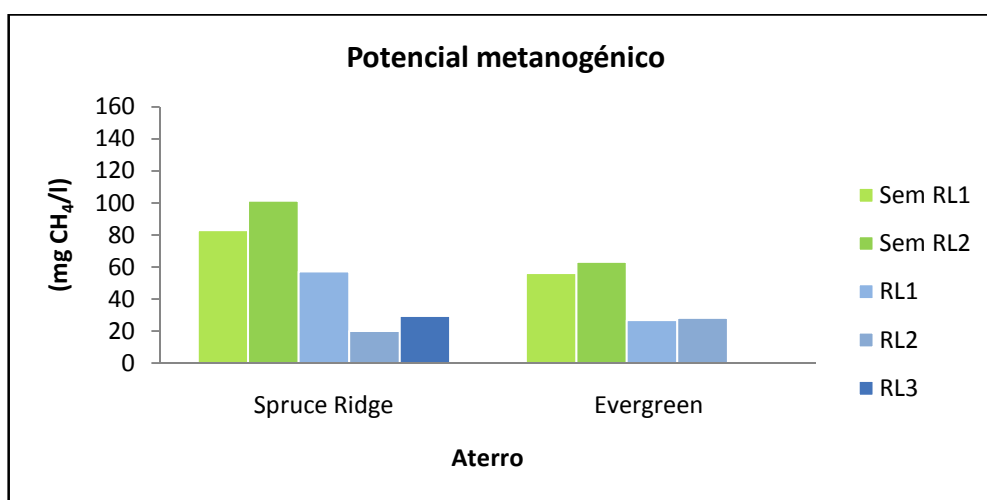


Figura 4.13 - Potencial metanogénicos dos resíduos após 6 a 7 anos

Após 6 a 7 anos de operação verifica-se que o potencial metanogénico nas células com recirculação em ambos os aterros é significativamente menor do que nas células de controlo.

### **4.1.3 Produção de biogás**

O aumento da produção de biogás com a recirculação de líquidos é um resultado verificado pela maioria dos autores consultados.

Chan, Chu e Wong (2002) ao utilizarem colunas de simulação de aterros como bioreactores e numa coluna de controlo para simular a operação tradicional, observaram uma produção de biogás bastante mais acentuada nas colunas com recirculação de líquidos comparativamente à coluna de controlo. Esta nunca chegou a apresentar picos de produção, sendo a percentagem de produção de biogás bastante reduzida.

Mehta *et al.* (2002), Sanphoti *et al.* (2005), Johannessen (1999), Reinhart (2005) entre outros, obtiveram resultados semelhantes no aumento da produção de biogás com a recirculação. Estes autores obtiveram taxas de produção de metano entre 1,6 a 3,5 vezes superior nos casos de recirculação de líquidos, comparativamente à operação tradicional.

O caso oposto verifica-se com o arejamento da massa de resíduos simultaneamente com a recirculação de líquidos. Nesta situação a produção de biogás diminui significativamente, atingindo-se por vezes a sua inibição completa.

Agdag e Sponza (2004) verificaram a inibição de produção de metano em colunas operadas com recirculação e aerobiose, mencionando também resultados obtidos por outros autores de redução da produção de metano em cerca de 75 a 90%, através da injeção de ar. Cossu e Rossetti (2003) verificaram resultados semelhantes.

### **4.1.4 Efeito da recirculação nos líquidos**

#### **4.1.4.1 Variação do volume de líquidos produzidos**

Uma das vantagens associadas à recirculação de líquidos defendida por diversos autores é a redução do respectivo volume (Fayad, Sadek, El-Fadel (2007); Shearer, 2001; Chiemchaisri *et al.*, 2004; Bilgili, Demir, Özkaya 2006). Embora os resultados obtidos na maioria das investigações recentes sejam concordantes com esta situação existem algumas excepções. No Quadro 4.2 mostram-se os principais resultados obtidos em estudos anteriores, todos efectuados à escala laboratorial.

**Quadro 4.2 – Variação do volume de lixiviados após recirculação**

<b>Método de Operação</b>		<b>Autores</b>	<b>Duração do estudo</b>	<b>Variação de volume</b>
Recirculação de lixiviados em anaerobiose		Chan, Chu, Wong (2002)	69 dias	Aumento
		Cossu, Rossetti (2003)	120 dias	Aumento
		Bilgili, Demir, Özkaya (2006)	500 dias	Diminuição
Recirculação de lixiviados em aerobiose		Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	Diminuição
		Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	Diminuição
		Bilgili, Demir, Özkaya (2006)	250 dias	Diminuição
		Hudgins, Green (2000)	630 dias	Diminuição

Chan, Chu, Wong (2002) estudaram a nível laboratorial o efeito da recirculação de lixiviados, tendo registado um aumento na produção de lixiviados nas colunas em que era efectuada a recirculação. Nestas foi atingida uma taxa máxima de de 4,3 L/ semana, enquanto nas colunas sem recirculação a taxa se manteve em cerca de 0,5-1 L/semana. Cossu, Rossetti (2003) verificaram também que a introdução de água teve como consequência o aumento da quantidade de lixiviados, comparativamente às colunas sem recirculação.

Os efeitos positivos da recirculação na minimização da produção de lixiviados foram demonstrados quer para situações de anaerobiose, quer para situações em que ocorreu injeção de ar.

Fayad, Sadek, El-Fadel (2007) verificaram que as colunas utilizadas para simulação de um aterro em aerobiose tinham tendências de evolução semelhantes na redução do volume de lixiviado devido à recirculação. A produção de lixiviados diminuiu regularmente após cada ciclo de recirculação, em cerca de 60-67%. Na coluna em anaerobiose a produção de lixiviados anulou-se após 30 semanas, devido possivelmente, a entupimentos das tubagens.

Os autores referem ainda os resultados obtidos por Hudgins e Green (2000), os quais indicam uma redução de 86% do volume de lixiviados produzidos em condições de aerobiose.

Bilgili, Demir, Özkaya (2006) verificaram que a quantidade de lixiviados gerados em reactores aeróbios e anaeróbios com recirculação diminuiu quando comparada com reactores sem recirculação. A produção foi máxima para os reactores anaeróbios sem recirculação.

#### 4.1.4.2 Variação na qualidade dos lixiviados produzidos

A qualidade dos lixiviados após recirculação também é alterada, pelo que diversos autores consideram-na como uma possível alternativa de tratamento (Jun *et al.*, 2007). Normalmente considera-se que a recirculação equivale ao nível de pré-tratamento, sendo necessário algum tipo de tratamento posterior (Giraldo, 2001). Diversos estudos demonstram a possibilidade de obtenção duma água lixiviante com baixa carga orgânica (Jun *et al.*, 2007).

Nesta secção pretende-se efectuar a comparação da evolução dos principais parâmetros de qualidade dos lixiviados para casos com e sem recirculação, em anaerobiose e aerobiose. Assim, nas figuras utilizadas, A, AN1 e AN2 correspondem a colunas com recirculação em anaerobiose, B, A1 e A2 colunas com recirculação em aerobiose, C colunas com recirculação em aerobiose e adição de lamas.

##### 4.1.4.2.1 CBO<sub>5</sub> e CQO

A variação absoluta da CBO<sub>5</sub> dos lixiviados nos casos em que não se efectuou recirculação não ultrapassou 50% de redução para períodos até 4 meses (Cossu, Rossetti, 2003; Atkins Water, 2003). Em experiências com recirculação em anaerobiose observaram-se taxas de redução inferiores a 70% nalguns casos, tendo contudo sido atingidas remoções superiores a 90% em experiências conduzidas até 120 dias (Cossu, Rossetti 2003; Jun *et al.*, 2007). Em condições de aerobiose as taxas de redução obtidas foram superiores a 70% (Fayad Sadek, El-Fadel, 2007; Cossu, Rossetti 2003; Jun, *et al.* 2007; Hanashima, 1999; Atkins Water, 2003). O comportamento da CQO é semelhante ao da CBO<sub>5</sub> como se mostra no Quadro 4.3. A evolução típica da concentração destes dois parâmetros encontra-se representada na Figura 4.14.

Quadro 4.3 – Variação da concentração de CQO				
Método de Operação	Autores		Duração do estudo	CQO (mg/l)
RL e AN	Cossu, (2003)	Rossetti	120 dias	Redução de 30000 para 370
	Jun <i>et al.</i> (2007)		40 dias	Redução de 1070 para 450
	Bilgili, Özkaya	Demir,	500 dias	Redução de 40000 para 1600
(continua)				

Quadro 4.3 – (Continuação)

Método de Operação	Autores	Duração do estudo	CQO (mg/l)
RL e AN	Mandeville (2006)	6 anos	Redução de 3500 para 1700
	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	Redução de 95600 para 9300
	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	Redução de 89000 para 10600
RL e A	Cossu, Rossetti (2003)	120 dias	Redução de 4000 para 30
	Cossu, Rossetti (2003)	120 dias	Redução de 4000 para 30
	Jun <i>et al.</i> (2007)	40 dias	Redução de 302 para 60
	Atkins Water (2003)	45 dias	Redução de 1800 para 40

Apesar da grande variabilidade das concentrações iniciais e finais encontradas, verifica-se na generalidade das situações, uma redução significativa das concentrações presentes no lixiviado.

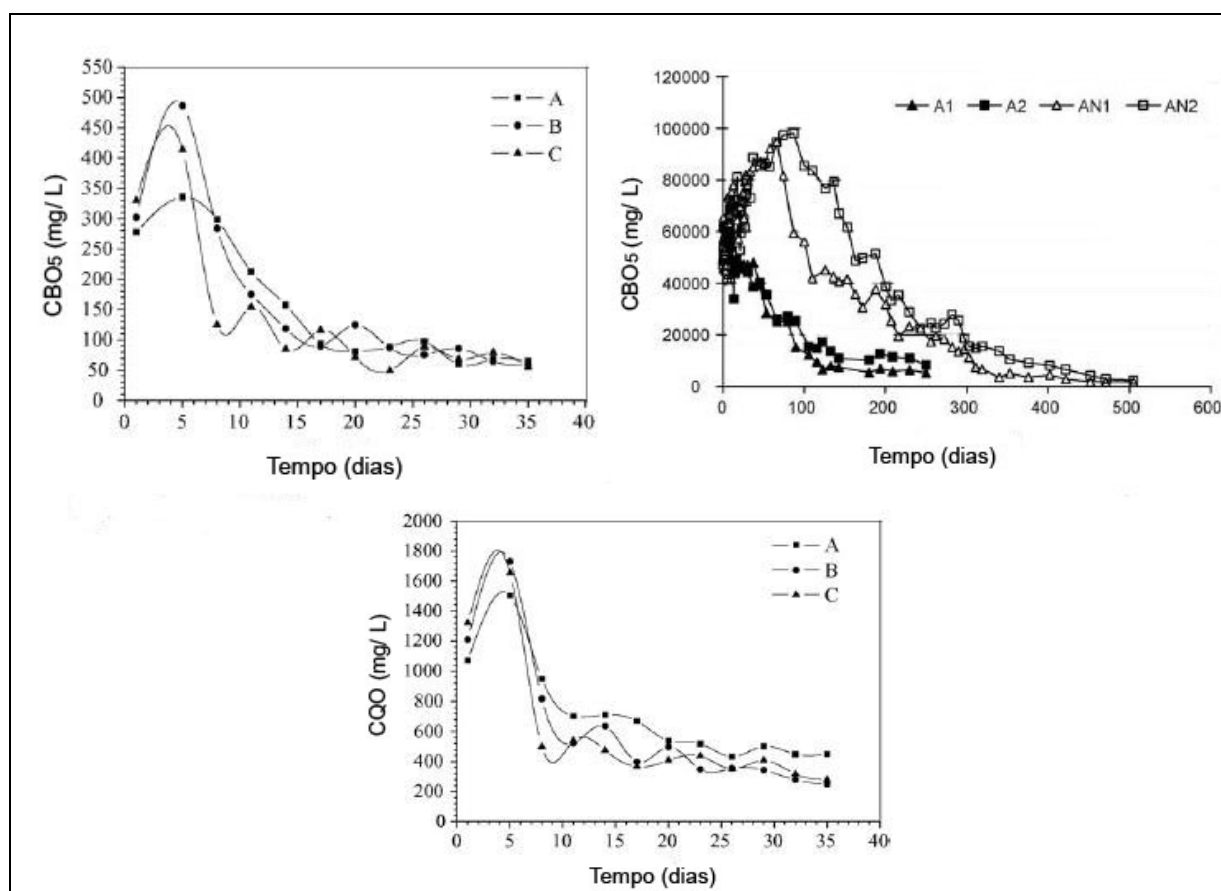


Figura 4.14 – Curvas típicas de evolução da concentração de CBO<sub>5</sub> e CQO com a recirculação de lixiviado (adaptado de Jun *et al.*, 2007; Bilgili, Demir, Özkaya, 2006)

#### 4.1.4.2.2 Relação CBO<sub>5</sub>/CQO

A relação CBO<sub>5</sub>/CQO é indicativa da quantidade de compostos biodegradáveis nos lixiviados. À medida que a biodegradação ocorre, essa relação diminui (Jun *et al.*, 2007; Benson *et al.*, 2006). A relação CBO<sub>5</sub>/CQO típica de aterros convencionais é de 0,58 para a fase metanogénica e 0,06 para a fase acidogénica (Kjeldsen, Barlaz, 2002). Os valores obtidos por diversos autores, com estudos laboratoriais, encontram-se no Quadro 4.4.

**Quadro 4.4 – Valores da relação CBO<sub>5</sub>/CQO**

<b>Método de Operação</b>	<b>Autores</b>	<b>Duração do estudo</b>	<b>Relação CBO<sub>5</sub>/CQO</b>
RL e AN	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	0,74
	Jun <i>et al.</i> (2007)	40 dias	0,24
	Mandeville	2000 dias	0,1
RL e A	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	0,66
	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	0,69
	Jun <i>et al.</i> (2007)	250 dias	0,31

Verifica-se que na maioria dos casos com recirculação de lixiviados em anaerobiose foi possível a obtenção de valores mais baixos desta relação do que os valores médios observados em aterros convencionais. Normalmente nos reactores aeróbios a relação é mais elevada.

#### 4.1.4.2.3 pH

Relativamente ao comportamento do pH verifica-se, previamente ao início da recirculação um aumento gradual, enquanto com o início diminui ligeiramente. Após esta diminuição, o pH tende a aumentar até valores próximos do neutro ou ligeiramente superiores (Benson *et al.*, 2006). Em estudos à escala laboratorial este comportamento também se confirmou, na medida em que a tendência do pH é de aumentar com a recirculação até valores semelhantes, quer haja ou não injeção de ar (Fayad, Sadek, El-Fadel 2007; Cossu, Rossetti 2003; Bilgili, Demir, Özkaya, 2006; Mandeville, 2004; Jun *et al.*, 2007). Nos casos em que existem colunas de controlo sem recirculação, os períodos de tempo da experiência revelam-se normalmente demasiado curtos para que sejam atingidos valores de pH superiores ao neutro (Cossu, Rossetti, 2003; Atkins Water, 2003). A sua evolução típica encontra-se na Figura 4.15.

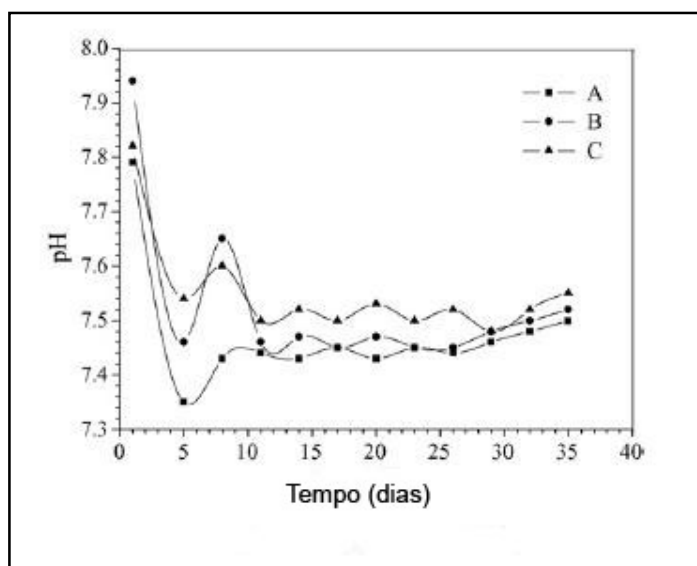


Figura 4.15 – Comportamento típico do pH com a recirculação de lixiviados (adaptado de Jun *et al.*, 2007)

#### 4.1.4.2.4 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)

À medida que o aterro passa da fase acidogénica para a metanogénica, espera-se um decréscimo na concentração de sólidos totais (Bilgili, Dehmir, Özkaya, 2006). Contudo, em aterros aeróbios essa concentração aumenta ou mantém-se relativamente constante (Bilgili, Dehmir, Özkaya 2006; Fayad, Sadek, El- Fadel, 2007). Os valores típicos para um aterro convencional apontados pela literatura, variam de 60000 mg/L (na fase inicial de degradação) até cerca de 2000 mg/L (Kjeldsen *et al.*, 2000; Bogner, Scott, 1995). Valores obtidos por diversos autores encontram-se no Quadro 4.5, constatando-se que no geral, estes se aproximam mais dos valores correspondentes a um lixiviado maduro onde já ocorreu grande parte da biodegradação.

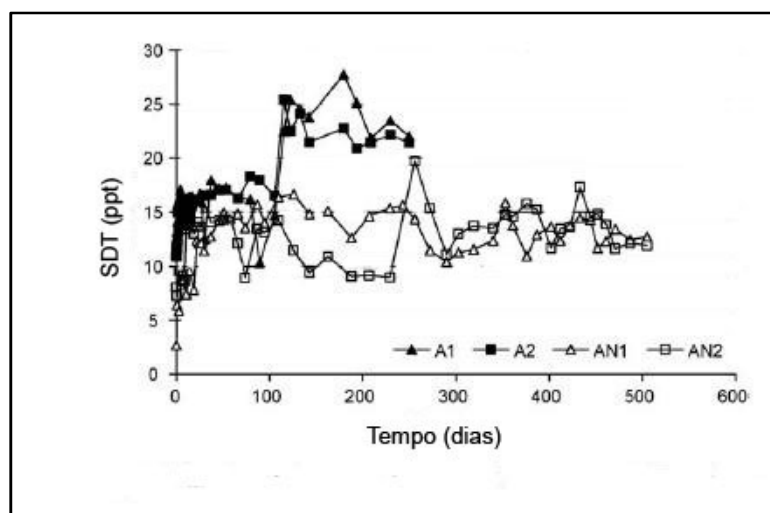
Quadro 4.5 – Variação da concentração de SDT				
Método de Operação	Autores	Duração do estudo	SDT (mg/l)	
RL e AN	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	Diminuição de 16700 para 10700	
	Bilgili, Dehmir Özkaya (2006)	500 dias	Aumento inicial devido à recirculação e ligeira diminuição posterior	
RL e A	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	Constante a 11000	
	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	Diminuição de 16000 para 8000	

(continua)

**Quadro 4.5 – (Continuação)**

Método de Operação	Autores	Duração do estudo	SDT (mg/l)
RL e A	Bilgili, Dehmir, Ozkaya (2006)	250 dias	Registou-se um aumento

O comportamento típico da variação de sólidos dissolvidos totais é apresentado pela Figura 4.16.



**Figura 4.16 – Variação típica da concentração de SDT (adaptado de Bilgili, Demir, Özkaya, 2006)**

#### 4.1.4.2.5 Condutividade

A condutividade do lixiviado reflecte a concentração total de solutos iónicos e é medida pela capacidade da solução para transmitir corrente eléctrica (Jun *et al.*, 2007). Os valores apontados por Kjeldsen (2000) para aterros tradicionais variam entre 2,5 e 35 mS.cm<sup>-1</sup>, sendo os obtidos por outros autores apresentados no Quadro 4.6.

**Quadro 4.6- Variação da condutividade**

Método de Operação	Autores	Duração do estudo	Condutividade (mS.cm <sup>-1</sup> )
RL e AN	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	31,6
	Jun <i>et al.</i> (2007)	40 dias	Aumento de 58,2 para 65
	Bilgili, Dehmir, Özkaya (2006)	500 dias	Aumento de 5 para 16
RL e A	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	Diminuição
	Fayad, Sadek, El-Fadel (2007)	300 dias	Diminuição

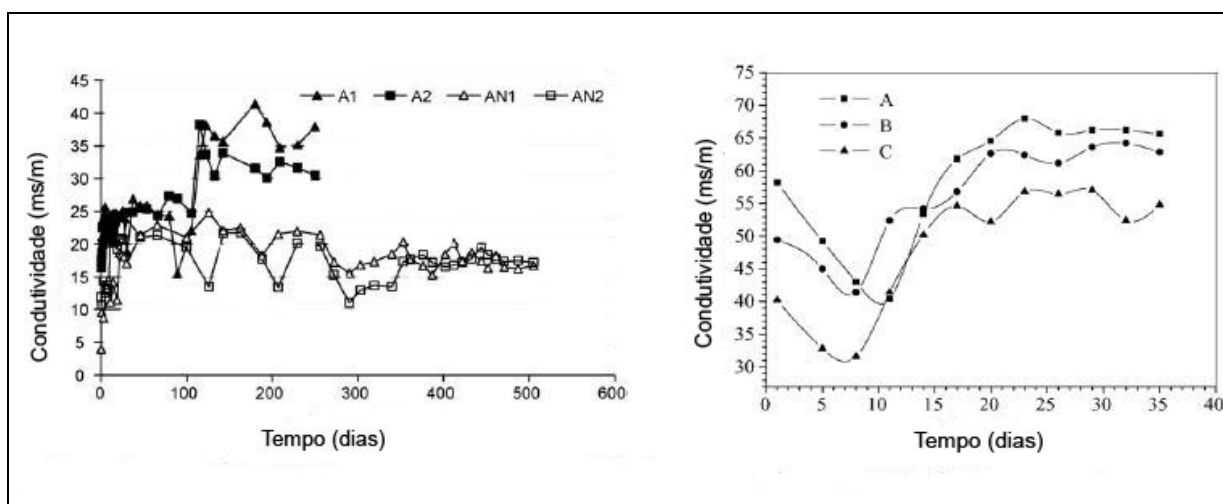
(continua)



**Quadro 4.6- (Continuação)**

Método de Operação	Autores	Duração do estudo	Condutividade ( $\text{mS.cm}^{-1}$ )
RL e A	Jun <i>et al.</i> (2007)	40 dias	Aumento de 41,40 para 46,66
	Bilgili, Dehmir, Özkaya (2006)	500 dias	Aumento de 16 para 37

Jun *et al.* (2007) e Bilgili, Dehmir, Özkaya (2006) verificaram uma diminuição inicial da condutividade em reactores aeróbios e anaeróbios. Fayad, Sadek, El- Fadel, (2007) verificaram um decréscimo de condutividade em reactores aeróbios após um aumento inicial. A variação da condutividade ao longo do tempo encontra-se representada na figura 4.17.



**Figura 4.17 – Variação da condutividade do lixiviado com a recirculação (adaptado de Jun *et al.*, 2007 e Bilgili, Demir, Özkaya, 2006)**

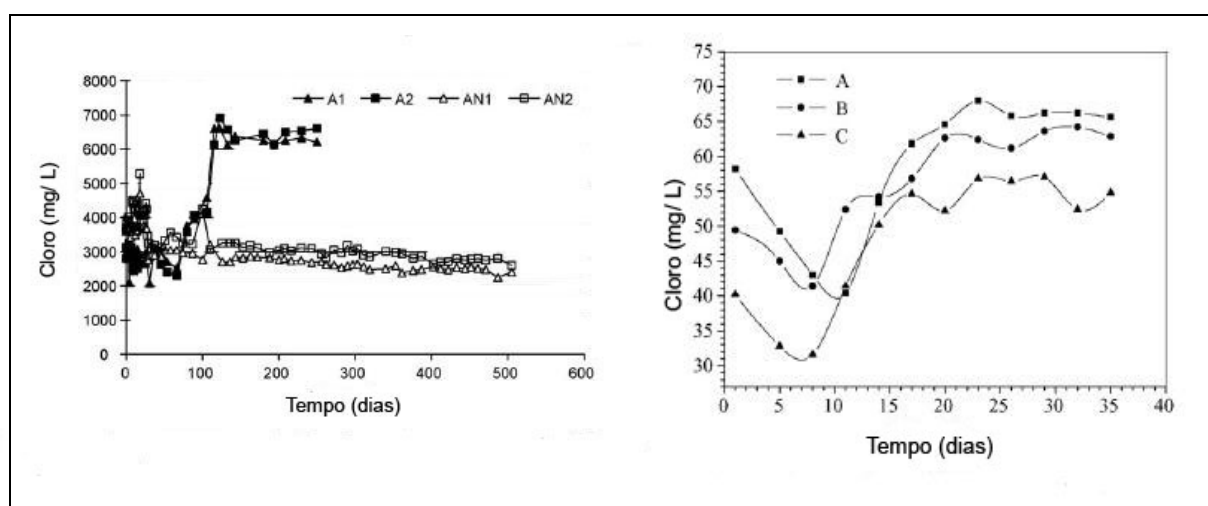
#### 4.1.4.2.6 Cloro

O cloro é um parâmetro conservativo não degradável, sendo a variação da sua concentração indicativa da diluição dos lixiviados (Bilgili, Dehmir, Özkaya, 2006). Vários autores sugerem que não existem diferenças significativas na concentração de cloro entre as fases acidogénica e metanogénica em aterros convencionais, pelo que é esperado que a sua concentração diminua lentamente ao longo da vida útil do aterro (Bilgili, Dehmir, Özkaya, 2006).

Atkins Water (2003) não conseguiram remoções significativas de cloro por adição de lixiviados e arejamento em comparação com a operação convencional do aterro (embora ambas as opções permitissem alguma remoção). Os autores defendem que a sua drenagem para fora da massa de resíduos deverá implicar a utilização de taxas de recirculação elevadas.

Jun *et al.* (2007) observaram que a fase em que se encontra a biodegradação pode ter um efeito pouco significativo na remoção do cloro dado a sua concentração se manter sensivelmente constante para reactores com e sem arejamento. Contudo a concentração de cloro no lixiviado do reactor operado sem arejamento aumentou ligeiramente, o que pode ser indicativo da sua remoção da massa de resíduos (Jun *et al.*, 2007).

Bilgili, Dehmir, Özkaya (2006) verificaram uma concentração constante de cloro para reactores anaeróbios com e sem recirculação, enquanto em reactores aeróbios houve um aumento significativo mantendo-se constante a partir daí. O aumento da concentração de cloro ocorreu em simultâneo com o aumento de pH, o que sugere que este pode potenciar a dissolução do cloro no lixiviado (Bilgili, Dehmir, Özkaya, 2006; Manning, Robinson, 1999). A variação da concentração de cloro encontra-se representada na Figura 4.18.



**Figura 4.18 – Variação da concentração de cloro com a recirculação de lixiviados (adaptado de Jun *et al.*, 2007 e Bilgili, Demir, Özkaya, 2006)**

#### 4.1.4.2.7 Azoto

A remoção do azoto amoniacal em condições anaeróbias é pouco eficiente, quer haja ou não recirculação de lixiviados, embora esta possa contribuir ligeiramente para o seu aumento (Jun, *et al.* 2007).

Jun *et al.* (2007) verificaram que reactores aeróbios atingiram remoções de 75% e 88% (com adição de lama de água residual). Resultados semelhantes foram obtidos por Cossu, Rossetti (2003) e Agdag e Sponza (2004), com remoções significativas de azoto amoniacal em experiências com arejamento intermitente. Estes conseguiram obter percentagens de remoção de cerca de 92,7% e 98,6%.

Com a remoção do CQO, verifica-se um aumento da remoção do azoto devido à oxidação de azoto amoniacal a nitrato (Jun, 2007; Bilgili, 2006).

Resultados obtidos por Reinhart (2007) indicam que a remoção do azoto amoníacal pode ocorrer a diferentes níveis de oxigénio e a diferentes temperaturas. Contudo, à medida que a temperatura aumenta o oxigénio dissolvido diminui, bem como a saturação do azoto amoníacal.

Os resultados laboratoriais demonstraram a possibilidade de remoção de azoto amoníacal ao mesmo tempo que se processa a recirculação de lixiviados, permitindo que aquela ocorra rapidamente (Reinhart, 2007).

Os resultados obtidos por Bilgili, Dehmir, Özkaya, (2006) para remoção de azoto amoníacal dos lixiviados encontram-se representados na Figura 4.19.

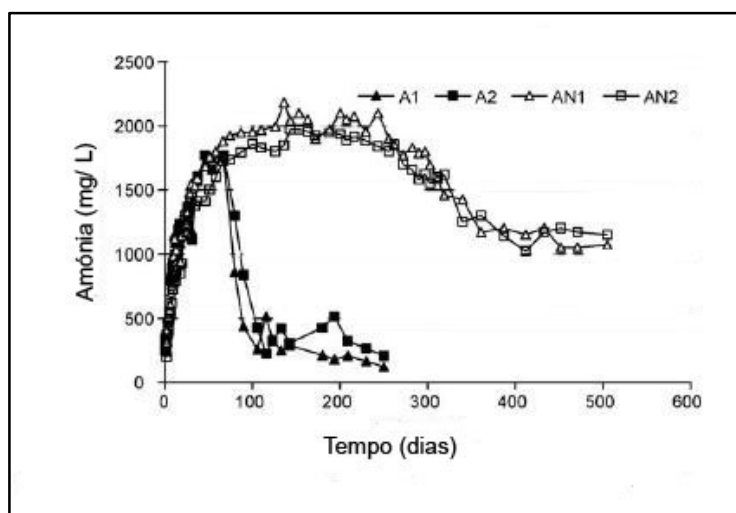


Figura 4.19 – Variação típica da concentração de azoto amoníacal com a recirculação de lixiviados (adaptado de Jun *et al.*, 2007)

#### 4.1.4.2.8 Metais pesados

Experiências realizadas por Fayad Sadek, El- Fadel, (2007) demonstraram a maior eficiência de remoção de metais pesados de colunas destinadas à simulação de aterros com recirculação de lixiviados, comparativamente com colunas com operação convencional. De modo geral, a concentração final de metais pesados é inferior à inicial, havendo por vezes uma concentração máxima intermédia. As colunas operadas com recirculação e arejamento apresentaram uma maior concentração de metais que foram lixiviados, indicando a sua maior remoção da massa de resíduos. Após observação dos resíduos degradados, a concentração de metais existente apresentava-se inferior aos limites para aplicação no solo, indicados pelos autores.

Resultados semelhantes foram obtidos por Jun *et al.* (2007) como se indica no Quadro 4.7.

Quadro 4.7 - Eficiência de remoção de metais pesados	
Reactor	Eficiência de remoção (%)
Com RL	29,6-79,2
Com RL e A	37,9-94,9
Com RL, A e adição de lamas	39,2-96,7

Aqueles autores referem ainda que a maior parte da remoção de metais se verifica nos reactores aeróbios, sendo 70% superior.

#### 4.1.4.2.9 Compostos orgânicos recalcitrantes

À medida que o aterro envelhece e estabiliza, o lixiviado apresenta menor biodegradabilidade, sendo a sua fracção orgânica constituída maioritariamente por orgânicos refractários como ácidos húmicos e fúlvicos e compostos xenobióticos. A recirculação de lixiviados permite o tratamento combinado através de oxidação química parcial seguida do tratamento biológico *in situ*. Em aterros convencionais, tem sido estudado o tratamento por oxidação química através de radiação com raios gama e, ou ozonação (Reinhart, 2007).

A utilização de reagente de Fenton mostrou-se capaz de reduzir o conteúdo orgânico dos lixiviados, permitindo a sua eliminação ou reutilização mais segura. Alternativamente, resultados obtidos por Reinhart (2007) indicam que o reagente de Fenton aumentou a biodegradabilidade do lixiviado, para além de aumentar a razão CBO5/CQO dos lixiviados.

#### 4.1.5 Dificuldades de implementação

Algumas dificuldades relacionadas com técnicas de implementação e operação, legislação e outras não técnicas têm sido apontadas por diversos autores.

Estas dificuldades poderão ser maiores caso se considere a adaptação de um aterro tradicional a um aterro bioreactor.

As dificuldades técnicas mais frequentemente verificadas relacionam-se com:

- Aumento de pressão (“*pore pressure*”) próximo dos taludes;
- Aumento de pressão no sistema de impermeabilização;
- Dificuldades de operação resultantes de maior quantidade de equipamento;
- Aumento de emissão de odores;
- Fogos, em aerobiose, devido ao aumento de temperatura e injeção de oxigénio;
- Instabilidade devida a mudanças de inclinação dos taludes.

As questões não técnicas relacionam-se, principalmente, com questões legislativas e de regulamentação. As limitações não técnicas apontadas por Pacey *et al.* (2007) respeitam à limitada percepção das entidades reguladoras sobre o desempenho de determinados parâmetros de operação, bem como de experiência ainda reduzida sobre recirculação de lixiviados.

#### 4.1.6 Emissão de poluentes

As principais fontes de emissão de poluentes resultantes da operação de um aterro são, principalmente, na forma gasosa e líquida (Reinhart, 1995), de acordo com o esquematizado na Figura 4.20.

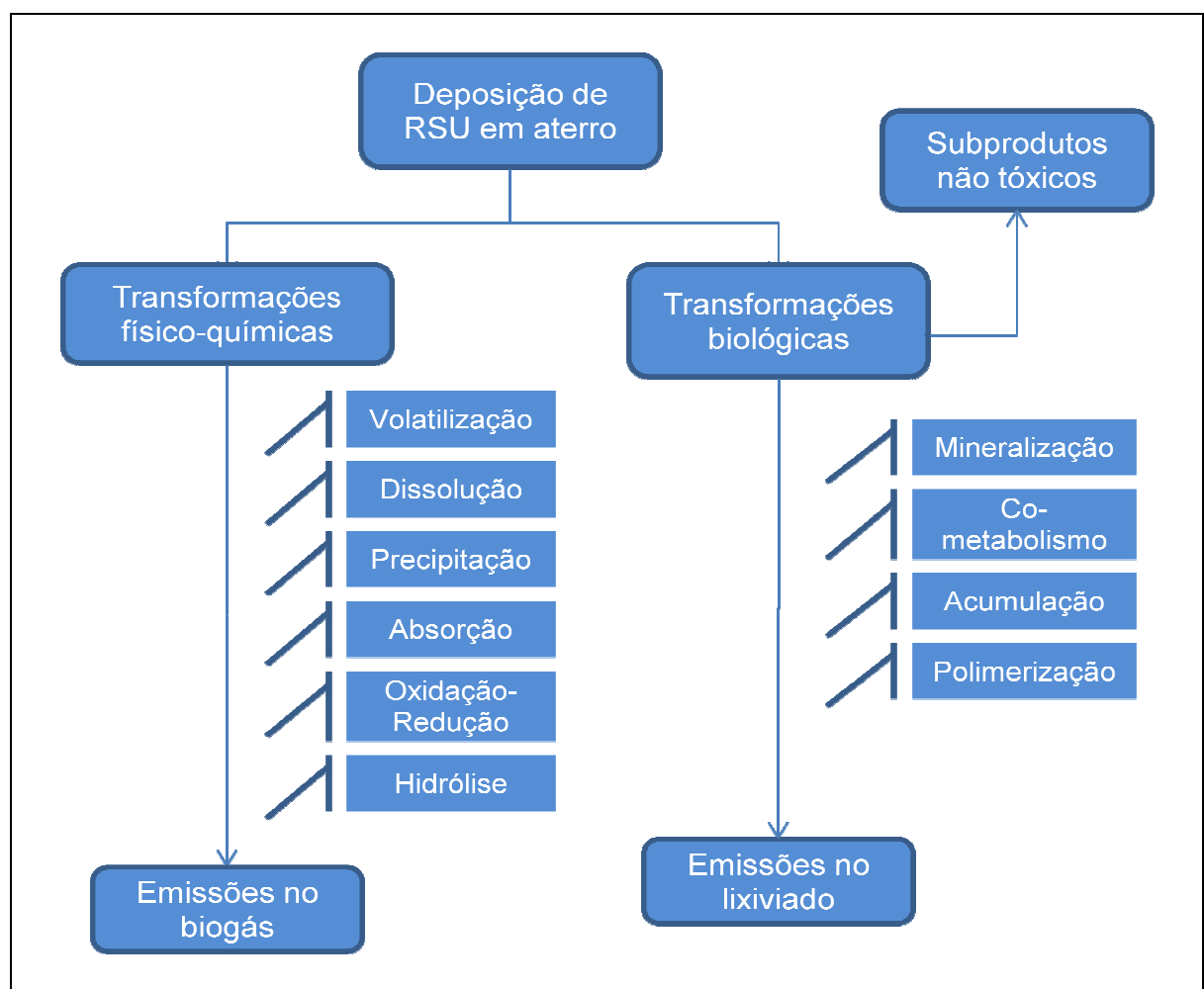


Figura 4.20 - Transporte e destino de contaminantes em aterros de RSU (adaptado de Reinhart, 1995)

De um modo geral, diversos autores consideram que a emissão de poluentes a longo prazo é menor no caso de operação do aterro com recirculação de lixiviados (Reinhart, 1995; Pacey 2007; Cabaraban, Khire, Alocilja 2007).

Existem estudos onde se comparam as emissões de um bioreactor com as emissões resultantes de outras opções de tratamento como a compostagem, onde Cabaraban, Khire, Alocilja (2007) observaram que a nível de emissões gasosas a compostagem contribui com 0,86 quilogramas de CO<sub>2</sub>-equivalentes por quilograma de resíduos, enquanto o aterro com recirculação contribui com cerca de 1,54 quilogramas. A emissão total de compostos para os lixiviados também é superior no último caso, embora as emissões totais que podem contribuir para efeitos tóxicos em humanos sejam maiores no caso da compostagem (Cabaraban, Khire, Alocilja 2007).

## **4.2 Fase III – Previsão e comparação do comportamento de um aterro com e sem recirculação de lixiviados**

### **4.2.1 Características gerais do aterro considerado**

De modo a proceder-se à previsão e comparação do comportamento de um aterro relativamente à estimativa do aumento de volume disponível, produção de biogás e lixiviados e correspondente análise económica, adoptaram-se os dados presentes neste ponto.

A população e a produção de resíduos estimada para o aterro utilizado no presente estudo encontram-se no Quadro 4.8.

<b>Quadro 4.8 – População e produção de resíduos estimadas</b>		
<b>Ano</b>	<b>População (habitantes)</b>	<b>Produção de resíduos (t/ano)</b>
2007	148341	54144
2008	149021	56024
2009	149706	57970
2010	150398	59985
2011	151095	62071
2012	151798	64231
2013	152506	65176
2014	153221	66136
2015	153942	67112
2016	154669	68103
2017	155402	69110

As restantes características do aterro são apresentadas no Quadro 4.9.

<b>Quadro 4.9– Características do aterro em estudo</b>	
<b>Parâmetro</b>	<b>Descrição</b>
Área superficial	Dois alvéolos de 30000 m <sup>2</sup> cada
Volume total	5220000 m <sup>3</sup>

#### 4.2.2 Estimativa do aumento do volume disponível em aterro

As percentagens de aumento de volume disponível decorrentes da prática de recirculação de lixiviados consideradas encontram-se no Quadro 4.10. Considerando um peso específico dos resíduos em aterro de cerca de 0,8 t/m<sup>3</sup>, estimou-se a quantidade adicional de resíduos que seria possível admitir no aterro.

<b>Quadro 4.10 - Parâmetros de volume adicional obtido com recirculação</b>		
<b>Parâmetro</b>	<b>Volume adicional obtido em aterro (%)</b>	
	13	15
	(EPA, 2002)	(Atkins Water, 2003)
Volume extra disponível em aterro (m <sup>3</sup> )	678287	782639
Quantidade adicional de resíduos admissível (t)	542630	626111

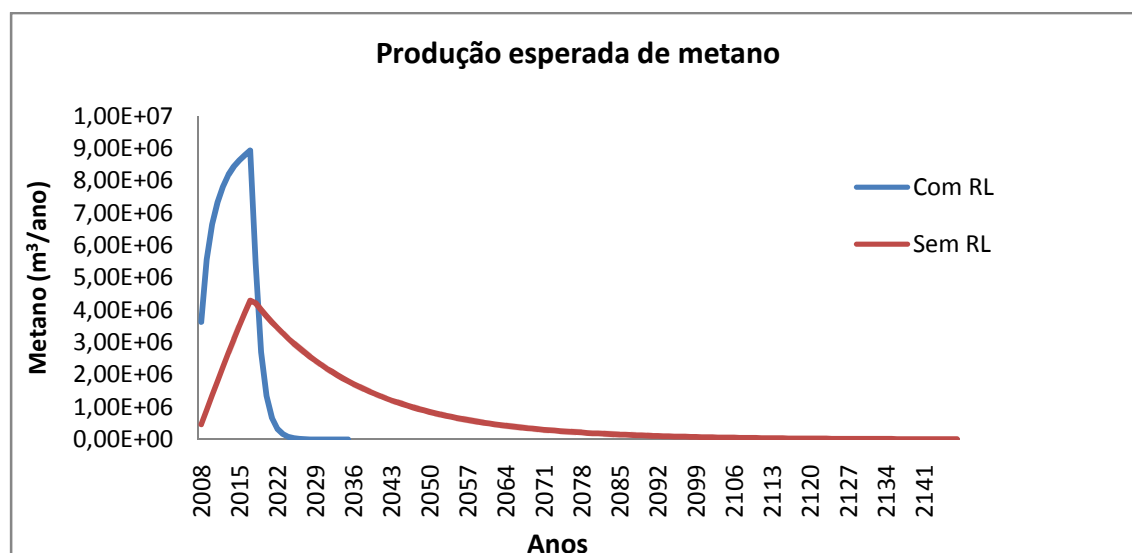
O espaço adicional de 13% estimado é referente à operação do aterro com recirculação em anaerobiose, enquanto o valor estimado com base em Atkins Water (2003) é referente à operação com arejamento. Ambos se consideram semelhantes, verificando-se a possibilidade de admissão de uma quantidade de resíduos equivalente à produção anual estimada para a população considerada.

#### 4.2.3 Modelação da previsão de biogás

Os parâmetros utilizados para a previsão da produção de biogás encontram-se no Quadro 4.11.

<b>Quadro 4.11 – Parâmetros utilizados para previsão da produção de metano</b>				
<b>Parâmetros</b>	<b>Valores estimados pelo modelo</b>		<b>Valores médios observados (Reinhart, 2005)</b>	
	Com RL	Tradicional	Com RL	Tradicional
k (ano <sup>-1</sup> )	0,7	0,05	0,3	0,28
L <sub>0</sub> (m <sup>3</sup> /Mg)	96	170	100	76

Os resultados da produção prevista de metano proveniente de um aterro com e sem recirculação de lixiviados encontram-se na Figura 4.21. Estes foram obtidos tendo em consideração os parâmetros de previsão ( $k$  e  $L_0$ ), sugeridos pelo modelo, e assumindo que a composição do biogás é constituída por cerca de 50% de metano, e também aproximadamente 50% de dióxido de carbono e quantidades vestigiais de outros gases (Alexander, Burklin, Singleton, 2005). Os valores obtidos pelo modelo são apresentados no Anexo I.



**Figura 4.21 – Produção estimada de metano com parâmetros sugeridos pelo LandGEM**

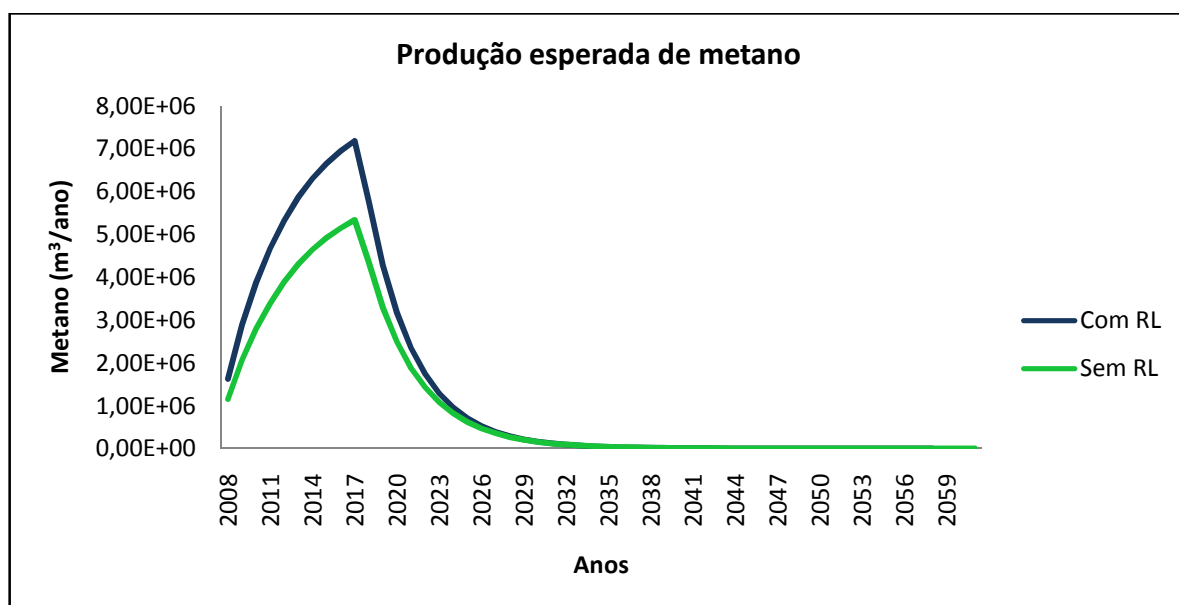
Através dos resultados obtidos, constata-se que a recirculação de lixiviados permite uma produção de metano com maior intensidade durante um menor período de tempo. Essa produção para um aterro convencional, além de não atingir um máximo tão elevado pode prolongar-se durante um maior número de anos.

O volume total de biogás estimado, correspondente ao integral das curvas obtidas, foi de  $8,5 \times 10^7 \text{ m}^3$  para o caso de recirculação de lixiviados, e de  $1,1 \times 10^8 \text{ m}^3$  para a sua ausência.

Com base no modelo, prevê-se que a recirculação de lixiviados conduza a um máximo de produção de biogás cerca de duas vezes superior ao obtido com a operação tradicional, durante o período de operação e fase inicial de pós encerramento. Também se espera que a produção residual de biogás continue durante cerca de 140 anos a mais, com a operação tradicional do que com a recirculação de lixiviados.

Assim, na Figura 4.22 mostra-se a produção de metano esperada, obtida com o modelo, utilizando valores médios dos parâmetros  $k$  e  $L_0$  observados em aterros.





**Figura 4.22 – Produção estimada de metano com parâmetros médios observados**

Com os parâmetros utilizados neste caso, a diferença entre o caudal anual de metano do aterro com e sem recirculação não é tão evidente como no caso anterior. Contudo, a produção continua a ser superior quando existe recirculação. O volume total de biogás estimado foi de  $7,4 \times 10^7 \text{ m}^3$  para o caso de recirculação de lixiviados, e de  $5,5 \times 10^7 \text{ m}^3$  para a sua ausência. Nesta situação, a produção de biogás esperada com recirculação é cerca de 1,4 vezes superior ao caso tradicional, até que seja atingida a produção máxima, embora o período de duração total da sua emissão seja semelhante, esperando-se uma diferença de apenas 4 a 5 anos.

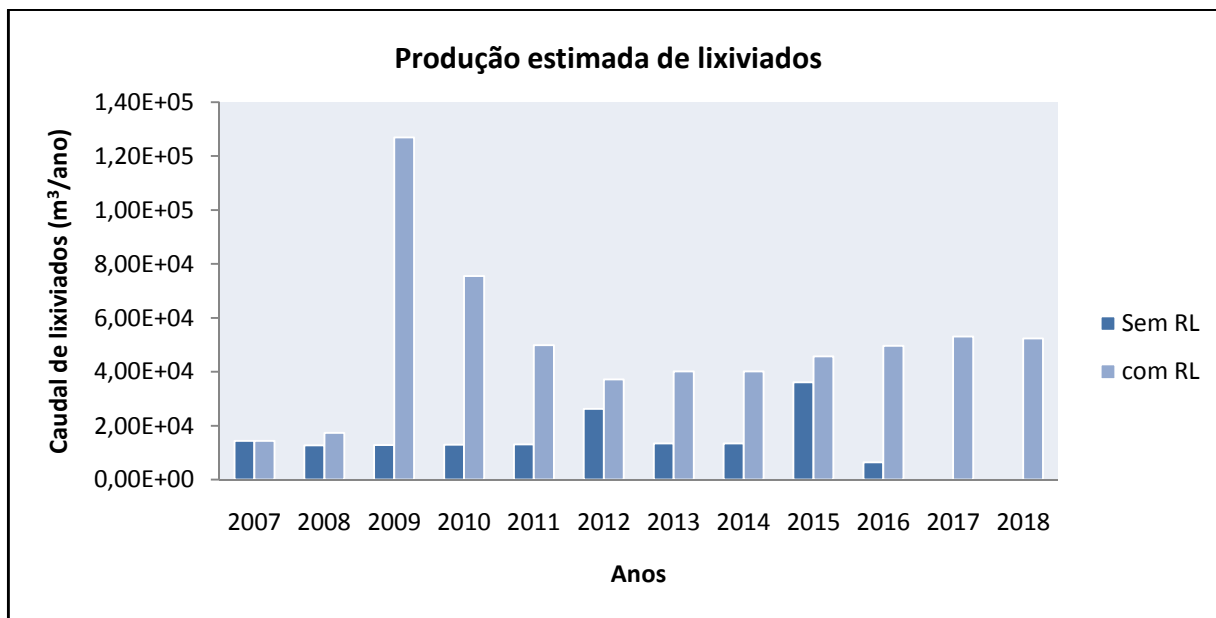
#### 4.2.4 Balanço Hídrico

No Quadro 4.12 indicam-se as condições admitidas para calcular o balanço hídrico para o aterro, com e sem recirculação.

**Quadro 4.12 – Parâmetros utilizados para o balanço hídrico**

Parâmetro	Valor
Humidade inicial dos RSU (%)	16
Quantidade de água necessária para formar biogás ( $\text{kg/m}^3$ )	0,16
Quantidade de água em forma de vapor de água presente no biogás ( $\text{kg/m}^3$ )	0,016
Peso específico do biogás ( $\text{kg/m}^3$ )	1,34
Peso específico dos RSU ( $\text{t/m}^3$ )	0,6
Peso específico do material de cobertura ( $\text{t/m}^3$ )	1,7
Caudal de infiltração na fase de operação ( $\text{m}^3/\text{ano}$ )	36000
Caudal de infiltração após encerramento ( $\text{m}^3/\text{ano}$ )	9000

O caudal de infiltração anual durante a fase de operação calculou-se com base na diferença entre a precipitação e o escoamento para a área de enchimento do aterro que se considera produzir lixiviados. Considerou-se como caudal de infiltração após encerramento do aterro 25% daquele valor (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Assim, os caudais de lixiviados esperados para as duas situações, considerando uma taxa de recirculação crescente, apresentam-se na Figura 4.23.



**Figura 4.23 – Produção estimada de lixiviados com taxa de recirculação crescente**

De acordo com o balanço efectuado, verifica-se uma maior produção de lixiviados para o caso em que se efectua recirculação. De acordo com as produções de biogás estimadas, verifica-se que após os anos de operação, o caudal de lixiviados estimado para o aterro sem recirculação é nulo.

Adoptando uma taxa de recirculação constante (50%) a produção de lixiviados estimada encontra-se representada na Figura 4.24.

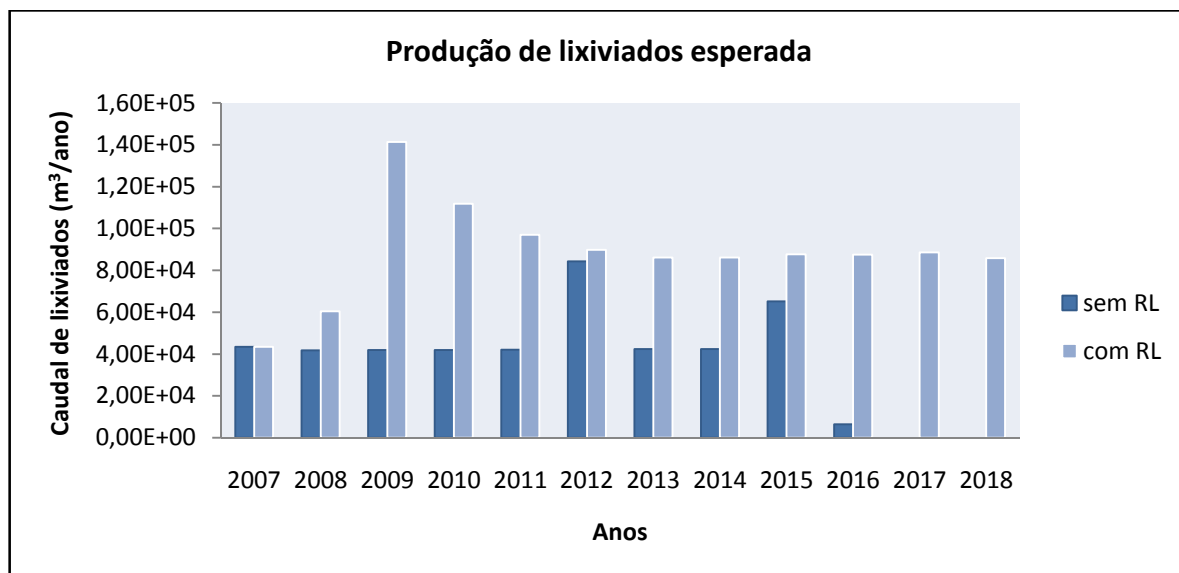


Figura 4.24 - Produção esperada de lixiviados com taxa de recirculação constante

Nesta situação o volume de lixiviados na operação com recirculação é superior à situação anterior.

#### 4.2.5 Análise económica

A análise efectuada neste estudo refere-se apenas aos benefícios e custos adicionais da operação de um aterro como bioreactor relativamente à operação tradicional.

Quer a análise de benefícios, quer de custos associados à recirculação de lixiviados são relativas à operação anual considerando o ano de 2008 para início de operação. Os custos identificados são relativos à operação e investimento, enquanto os benefícios se referem apenas à operação.

As hipóteses analisadas encontram-se esquematizadas na Figura 4.25.

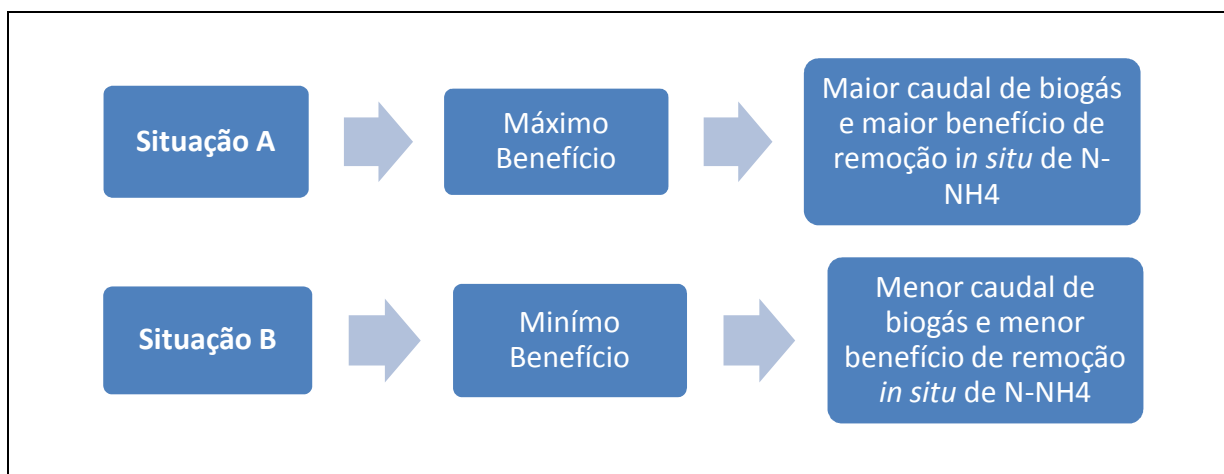


Figura 4.25 – Situações utilizadas na análise económica

#### 4.2.5.1 Benefícios

Os benefícios unitários utilizados para a análise económica são indicados no Quadro 4.13.

<b>Quadro 4.13 – Benefícios unitários resultantes da recirculação de lixiviados</b>		
<b>Parâmetro</b>	<b>Referência</b>	<b>Valor Unitário (€)</b>
Redução de custos de tratamento de lixiviados (€/m <sup>3</sup> )	Cimagazine, 2007	28,94
Benefícios ambientais (€/t)	Clarke, 2000	4,63
Redução de volume (€/t)	Clarke, 2000	3,75
Redução de custos pós-encerramento (€/t)	Clarke, 2000	0,03
Remoção <i>in situ</i> de N (€/m <sup>3</sup> )	Reinhart, 2006	0,013 a 0,051

Os benefícios decorrentes da operação do aterro com recirculação comparativamente à operação normal encontram-se nos Quadros 4.14 e 4.15.

O primeiro mostra os benefícios relativos aos parâmetros que se consideraram equivalentes para ambas as situações, admitindo-se que são independentes da produção de biogás, para simplificação de cálculos, embora numa situação concreta possam ser afectados pelo caudal de biogás produzido. Os benefícios decorrentes da redução do tratamento de lixiviados e os benefícios de remoção de NH<sub>4</sub> foram calculados com o caudal estimado para a operação tradicional.

**Quadro 4.14 - Benefícios totais estimados da recirculação de lixiviados (10<sup>3</sup> €)**

<b>RL (AN e A)</b>				
	<b>Tratamento de lixiviados</b>	<b>Ambientais</b>	<b>Redução de volume</b>	<b>Pós-encerramento</b>
2008	1173239	252	204	1,36
2009	1141725	253	205	1,37
2010	1111270	254	206	1,37
2011	1081833	255	207	1,38
2012	2103721	256	208	1,39
2013	1027443	253	205	1,36

(continua)

**Quadro 4.14 – (Continuação)**

	<b>Tratamento de lixiviados</b>	<b>Ambientais</b>	<b>Redução de volume</b>	<b>Pós- encerramento</b>
2014	997620	249	202	1,34
2015	1488200	245	199	1,32
2016	142173	241	196	1,31
2017	0	237	193	1,29

O Quadro 4.15 é referente aos benefícios de ambas as situações analisadas.

**Quadro 4.15 – Benefícios esperados da recirculação de lixiviados em anaerobiose e aerobiose (10<sup>3</sup> €)**

	<b>RL e AN</b>		<b>RL e A</b>	
	<b>Produção de Biogás</b>		<b>Remoção <i>in situ</i> de N-NH<sub>4</sub></b>	
	Situação A	Situação B	Situação A	Situação B
2008	1323	192	2084816	530680
2009	1884	328	2028815	516426
2010	2082	421	1974697	502650
2011	2111	486	1922389	489335
2012	2063	530	3738258	951557
2013	1983	561	1825740	464734
2014	1866	578	1772745	451244
2015	1737	587	2644493	673144
2016	1607	590	252637	64308
2017	1483	589	0	0
2018	377	438	0	0
2019	0	294	-	-
2020	-	196	-	-
2021	-	130	-	-
2022	-	84	-	-
2023	-	54	-	-
2024	-	33	-	-
2025	-	20	-	-
2027	-	5,5	-	-
2028	-	1,9	-	-

Verifica-se que para a situação A, os benefícios decorrentes da maior produção de biogás são mais elevados do que para a opção B, embora os benefícios nesta última situação se

prolonguem por mais tempo. É possível verificar que os maiores benefícios decorrentes desta operação se relacionam com o tratamento dos lixiviados, seguidos dos potenciais benefícios de venda de electricidade proveniente do biogás.

#### 4.2.5.2 Custos

Considerou-se que o valor energético de um metro cúbico de biogás corresponde a 21 MJ (Murphy, McKeogh, Kiely, 2003) e que o valor de venda da electricidade produzida é de 0,1054 €/kWh.

Considerou-se que a eficiência do aproveitamento energético do biogás é de 35% (Murphy, McKeogh, Kiely, 2003).

Por outro lado, assumiu-se um custo de investimento e de operação mais elevado na extracção de biogás em aterro com recirculação, devido ao maior caudal de biogás produzido. Dado que a análise económica apenas teve em consideração os benefícios e custos adicionais da recirculação de lixiviados, os custos para consumo eléctrico não associados a estas operações não foram tidos em consideração por se considerarem equivalentes.

Com base nos custos de operação de bombas de extracção de biogás, monitorização e consumo eléctrico interno fornecidos por Johannessen (1999), estimou-se o custo associado à operação com recirculação e para a operação tradicional, como se mostra no Quadro 4.16.

**Quadro 4.16 – Custos estimados para produção de biogás para ambos os métodos de operação**

	<b>Modo de operação</b>	<b>Valor unitário (€/t)</b>	<b>Valor total (10<sup>3</sup> €/ano)</b>
Custo associado ao consumo eléctrico interno para	RL	0,28	15500
aproveitamento de biogás e recirculação de lixiviados	Operação Tradicional	0,16	10300

Para o cálculo dos custos adicionais relativos ao investimento para a recirculação de lixiviados, em anaerobiose e aerobiose, adoptaram-se os valores unitários indicados no Quadro 4.17.

**Quadro 4.17 – Custos unitários estimados para recirculação de lixiviados**

	<b>Referência</b>	<b>Valor unitário</b>
Rede adicional de tubagens de lixiviados (€/t)	Clarke, 2000	0,55
Equipamento de biogás (€/t)	Clarke, 2000	1,87
Rede de tubagens de injeção de ar (€/m)	Reinhart, 2007	1,76
Consumo energético no arejamento (€/kWh)	EDP, 2007	0,1072
Custo adicional de operação (€/t)	Clarke, 2000	0,49

Os custos adicionais determinados para o presente estudo são apresentados no Quadro 4.18. Os custos adicionais de operação com recirculação em aerobiose consideraram-se iguais aos da operação em anaerobiose.

**Quadro 4.18 – Custos adicionais de implementação resultantes da operação de recirculação relativamente à operação tradicional (10<sup>3</sup> €)**

	RL e AN	RL (AN e A)	RL e A	
	Equipamento de biogás	Tubagens de lixiviados	Tubagens de injeção de ar	Equipamento de injeção de ar
2008	1192	379,6	160	9,5

Os custos relativos à operação encontram-se no Quadro 4.19.

**Quadro 4.19 - Custos estimados de operação com recirculação em anaerobiose e aerobiose (10<sup>3</sup> €)**

	RL (AN e A)	RL e A
	Operação adicional	Energia para arejamento
2008	26,2	0,87
2009	25,5	0,87
2010	24,7	0,82
2011	23,9	0,79
2012	23,3	0,77
2013	22,6	0,75
2014	21,9	0,73
2015	21,3	0,71
2016	20,7	0,68
2017	20,1	0,66

Refira-se que a viabilidade do aproveitamento do biogás, ou caso o aterro já se encontre construído e com resíduos depositados, deverá ser previamente verificada, a qual poderá implicar o recurso a testes de bombagem que determinam custos adicionais (Johanessen, 1999).

Verifica-se que embora se trate duma análise aproximada, tendo em consideração as variáveis analisadas, os benefícios da introdução de recirculação são superiores aos custos.





## 5. DISCUSSÃO

Neste capítulo procura-se discutir os resultados obtidos no capítulo anterior, adoptando uma abordagem metodológica semelhante.

### 5.1 Assentamento

Os mecanismos de assentamento que ocorrem na massa de resíduos são mais complexos do que os ocorrem no solo, devido à sua heterogeneidade, dimensão de partículas e perda de massa devido à biodegradação (Reinhart, 1995). A previsão do assentamento é também dificultada porque a densidade dos resíduos depende do seu tipo, teor de humidade, profundidade, altura e práticas de colocação em aterro (Hettiarachchi *et al.*, 2006; El-Fadel *et al.*, 1999).

A decomposição acelerada aumenta a reorganização das partículas, resultando num aumento de espaços vazios, o que poderá explicar o aumento da compressibilidade e da taxa de assentamento (Hossain *et al.*, 2003). Outras causas possíveis para o aumento do assentamento relacionam-se com a dissolução dos resíduos no lixiviado, compactação incompleta dos resíduos, alterações físico-químicas e compressão mecânica causada pelo peso dos resíduos (El-Fadel *et al.*, 1999). Assim, como o assentamento que ocorre num aterro com recirculação é diferente do que ocorre num aterro normal torna-se necessária a sua previsão correcta para a projecção das coberturas intermédias e finais, bem como para uma operação eficaz (Hettiarachchi *et al.*, 2006).

Hettiarachchi *et al.* (2006) concluíram que o assentamento nas camadas do fundo e intermédias do aterro são geralmente inferiores ao que ocorre nas camadas superficiais, o que poderá dever-se ao gás gerado no interior do aterro que demorará mais tempo a movimentar-se até à superfície.

Por outro lado, o aumento de vazios devido ao assentamento poderá permitir a reutilização do espaço para outros resíduos ainda durante o período de vida útil do aterro (Atkins Water, 2003).

No presente estudo, o assentamento verificado nos vários aterros foi estimado tendo em conta a maior percentagem de assentamento nas células com recirculação comparativamente às de controlo. Esta percentagem foi analisada em termos médios, havendo contudo a possibilidade de separar esta análise em assentamento inicial, primário e secundário.

Hossain *et al.* (2003) verificaram que as amostras num maior estado de degradação (razões (C+H)/L menores) apresentavam uma matriz estrutural mais fraca resultando num

assentamento inicial mais elevado. Testes efectuados indicaram uma correlação entre a compressibilidade e esta razão, embora o coeficiente de deformação associado ao assentamento secundário ( $C_a$ ) aparente ser independente do estado de decomposição dos resíduos. A adição de água aos resíduos pode também promover um arrastamento de finos para o fundo, contribuindo para o aumento verificado do assentamento inicial (El-Fadel *et al.*, 1999).

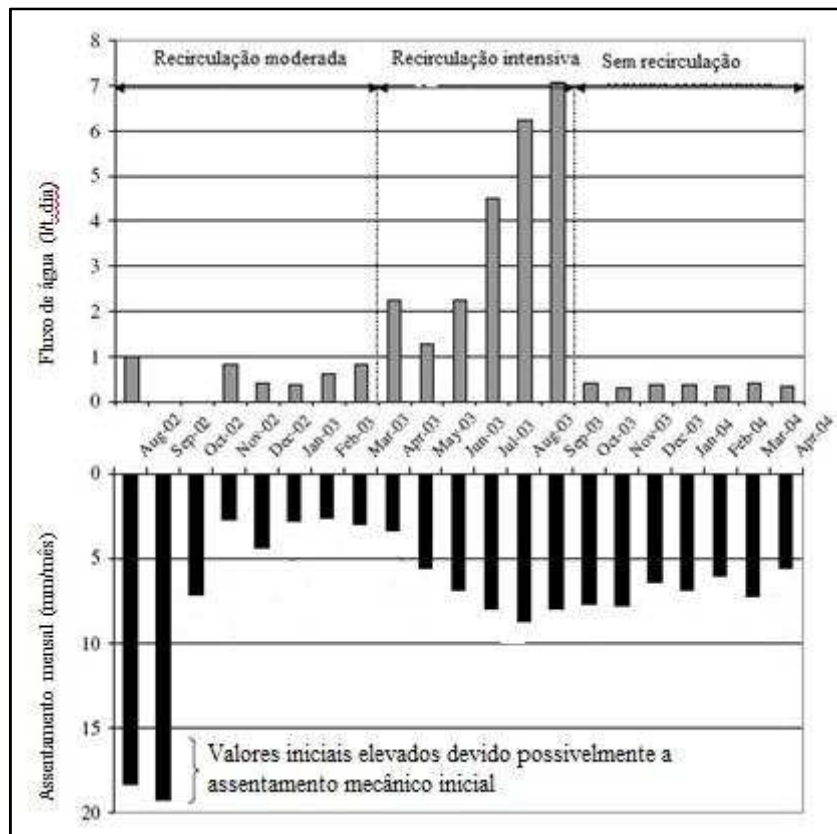
A maior quantidade de água resultante da recirculação pode aumentar a compressão mecânica devido ao seu peso, embora Park e Lee (2002) verifiquem também que esta adição não apresenta um efeito notório no valor de coeficiente de compressão secundária ( $C_{a,mec}$ ). El-Fadel *et al.* (1999) chegaram a conclusões semelhantes, observando que o aumento do teor de humidade apenas poderá contribuir para um aumento inicial do assentamento.

Verifica-se contudo, que o assentamento diferencial é inevitável independentemente da uniformidade de colocação dos resíduos e do método de operação (com ou sem recirculação), devido à formação de zonas com características de biodegradabilidade diferentes. Dado que o aumento do teor de humidade tem demonstrado permitir um aumento na taxa de estabilização, o facto deste assentamento diferencial ocorrer em qualquer prática contribui para a adopção da recirculação como medida de operação de um aterro, especialmente em locais com elevadas limitações de espaço, de modo a permitir uma mais rápida reutilização do terreno (El-Fadel, 1999). Assim, como benefício adicional de um maior assentamento resulta a admissão de uma maior quantidade de resíduos.

As observações de Fayad, Sadek, El-Fadel (2007) no que diz respeito ao assentamento diferencial, evidenciam que a biodegradação ainda se encontrava numa fase inicial, não ocorrendo por isso grande aumento do assentamento. Os autores confirmam esta afirmação com a qualidade dos lixiviados obtida para esse período, coincidente com as características de um lixiviado de aterro em fase inicial de degradação.

O aumento do assentamento na coluna com a intensificação do arejamento sugere um aumento da actividade biológica (Fayad, Sadek, El-Fadel, 2007?).

O comportamento típico do assentamento diferencial de um aterro com a prática da recirculação encontra-se representado na Figura 5.1.



**Figura 5.1 – Assentamento diferencial dos resíduos com a variação da taxa de recirculação (adaptado de Oliver, Gourc (2007))**

O trabalho desenvolvido por aqueles autores permite verificar que o aumento de assentamento secundário verificado coincidiu com o aumento da taxa de recirculação, sugerindo haver ainda espaço para um aumento da biodegradação. Os três casos analisados permitem observar que o assentamento secundário é superior nas células com recirculação do que nas de controlo.

Dos resultados analisados, o estudo onde se verificou uma maior taxa de assentamento médio foi o de Fayad, Sadek, El-Fadel (2007), onde foram retirados os plásticos, metal e vidro dos resíduos, tendo ficado os resíduos com um elevado teor de matéria orgânica na sua constituição (cerca de 77% de comida e 19% de cartão). Deste modo, potenciou-se a biodegradação a maior escala do que nos outros estudos, permitindo assim um maior assentamento.

Dos diversos estudos realizados, parece evidente o efeito da recirculação no aumento do assentamento inicial e primário dos resíduos, quer se proceda ou não ao arejamento dos resíduos em simultâneo com a recirculação dos lixiviados. O assentamento secundário parece aumentar apenas com o aumento da taxa de recirculação ou da taxa de arejamento, o que sugere que ambos potenciam a actividade biológica permitindo uma maior degradação dos resíduos.

Da previsão efectuada no presente estudo considerando o aterro com recirculação, verificou-se um aumento total de espaço correspondente à admissão de resíduos durante cerca de um ano, o que contribui para o aumento dos benefícios gerados por este tipo de operação.

Verifica-se contudo, de extrema importância a correcta previsão do assentamento diferencial de um aterro que opere com recirculação uma vez que o rápido assentamento inicial pode implicar um aumento significativo da carga sobre a rede de tubagens causando distorções e/ou danos (Hettiarachchi, 2007).

## **5.2 Estabilização dos resíduos**

Os dados foram agrupados por períodos de operação semelhantes, para garantir uma comparação mais fidedigna, bem como averiguar o efeito do tempo sobre os parâmetros estudados.

A introdução de lixiviados num aterro demonstra permitir atingir valores de pH mais propícios para que ocorra a metanogénese a uma maior velocidade. No geral, estas condições verificaram-se para amostras de resíduos com teor de humidade e valores de pH mais elevados e menores valores da relação  $(C+H)/L$  (Mehta, 2000; Shearer *et al.*, 2001). Esta situação também é evidente pois essas células apresentam um menor potencial metanogénico indicando a maior taxa de biodegradação e que a quantidade remanescente de resíduos que poderiam ser convertidos a metano é mínima.

Uma explicação para as situações que se exceptuam desta é a possibilidade das amostras conterem elevadas concentrações de resíduos alimentares levando a uma acumulação localizada de ácidos carboxílicos que não estariam suficientemente diluídos no lixiviado. Poderá também ter passado um tempo insuficiente desde que os resíduos atingiram o teor de humidade suficiente para metanogénese e a altura de recolha das amostras (Mehta, 2000).

A presença de celulose e hemicelulose não degradada nos ensaios de potencial metanogénico pode ser explicada pelo facto da lenhina criar uma barreira física à volta destes compostos impedindo o acesso microbiano e sua degradação (Mehta, 2000).

Aquele autor verificou que a medição de sólidos voláteis enquanto indicador da extensão de biodegradação poderá não ser a melhor opção na medida em que a diferença entre as células de controlo e as células com recirculação foi mais evidente para a relação  $(C+H)/L$ . Considera ainda que esta razão permite eliminar o efeito de diluição do solo e inclusão de orgânicos recalcitrantes, que não seria possível utilizando apenas os sólidos voláteis como comparação.

Relativamente à recirculação de lixiviados em aerobiose, o arejamento é apontado por diversos autores como um potenciador do aumento da taxa de biodegradação, chegando

mesmo alguns autores a citar casos de estabilização dos resíduos em 2 anos. Contudo, a falta de informação concreta acerca de indicadores de biodegradação dificulta a quantificação e explicação dos mecanismos que ocorrem.

No geral, uma mistura mais completa dos resíduos em vez da sua compactação poderá potenciar os benefícios decorrentes da prática de inserção de líquidos no seu interior.

O conceito de *flushing bioreactor* tem sido estudado como método de rápida remoção de compostos orgânicos das células dos aterros, de modo a atingir-se uma rápida estabilização dos resíduos (Cossu, Rossetti, 2003; Reinhart, 2007). A autora sugere como alternativa a introdução de lixiviado tratado quimicamente fora da célula com reagente de Fenton, em vez da utilização de grandes quantidades de água. Para remoção adicional de carbono a autora propõe o arejamento da célula de resíduos.

Relativamente à elevada presença de lenhina nos resíduos, alguns estudos sugerem que os bioreactores anaeróbios não têm capacidade de atingir a biodegradação dos orgânicos existentes em resíduos como jornais e outros materiais com elevado teor de lenhina, o que torna a sua eficiência questionável (Reindl, 2004).

De acordo com os resultados analisados verifica-se que esta técnica se apresenta vantajosa quando a recolha selectiva de papel é significativa, devido à remoção de lenhina e compostos recalcitrantes que potenciam a inibição da metanogénese, mas onde existe ainda elevada percentagem de matéria orgânica. Esta situação aparenta ser vantajosa para locais onde a recolha selectiva dos orgânicos presentes nos RSU não é ainda significativa. O efeito do aumento do teor de humidade no aumento da taxa de estabilização dos resíduos também evidencia que a recirculação de lixiviados poderá ser vantajosa em locais que não sejam demasiado secos e áridos, de modo a não tornar o seu custo demasiado elevado.

### **5.3 Influência da recirculação nos lixiviados**

#### **5.3.1 Variação do volume**

A variação de volume de lixiviados produzidos apresenta ainda algumas disparidades.

Fayad, Sadek, El-Fadel (2007) consideram que a possibilidade deste diminuir, após recirculação poderá ser devida à tendência dos resíduos para reterem humidade que seria consumida no processo de decomposição. Contudo numa operação em aerobiose, esta diminuição poderá também ser devida ao arejamento contínuo efectuado. Neste caso, a redução do volume de lixiviados produzidos é devida principalmente ao aumento das taxas de evaporação do líquido causado pelo arejamento (Fayad; Chiemchaisri, 2004; Bilgili, Demir,

Özkaya, Demir, Özkaya, 2006). A temperatura mais elevada a que os resíduos se possam encontrar poderá também contribuir para o aumento dos efeitos evaporativos (Bilgili, Demir, Özkaya, 2006).

Em condições de anaerobiose, o aumento da produção de biogás resultante da recirculação pode levar à retenção dos lixiviados nos poros que doutro modo estariam saturados, diminuindo a quantidade de lixiviado que é drenado para fora do aterro. O fluxo de água através duma massa de resíduos que contenha uma mistura de gás e lixiviado nos seus poros resulta na deslocação do gás para fora desse espaço que fica a ser ocupado pelo líquido (Powrie, Hudson, Beaven, 2000; Chiemchaisri, 2004). Powrie, Hudson, Beaven (2000) verificaram que quanto mais elevada a taxa de recirculação, maior é a deslocação do gás dos poros.

Koerner e Soong (1999) demonstram a grande capacidade dos resíduos de reterem água para além do volume usual de lixiviados produzidos, como demonstrado pelo Quadro 5.1.

**Quadro 5.1 - Capacidade habitual de armazenamento de lixiviados (l) de aterros típicos de RSU por hectare de área superficial (adaptado de Koerner, Soong (1999))**

<b>Saturação inicial dos resíduos (%)</b>			
<b>Altura do aterro (m)</b>	<b>10</b>	<b>30</b>	<b>50</b>
25	113x10 <sup>6</sup>	87,5x10 <sup>6</sup>	62,5x10 <sup>6</sup>
50	225x10 <sup>6</sup>	175x10 <sup>6</sup>	125x10 <sup>6</sup>
100	450x10 <sup>6</sup>	350x10 <sup>6</sup>	250x10 <sup>6</sup>

Assim, considerando uma área de aterros usualmente entre os 10 a 25 ha verifica-se que a sua capacidade potencial de retenção de água é bastante elevada (Koerner, Soong, 1999).

O aumento do volume de lixiviados após recirculação verificado poderá ser devido ao uso de incorrectas taxas de recirculação, uma vez que poderá ter sido atingida a capacidade de campo (Koerner, Soong, 1999). Desta forma, o aumento de volume poderá ser esperado quando já tiver ocorrido a maior parte da biodegradação e consequente libertação de biogás, e os espaços da massa de resíduos já se encontrarem preenchidos.

O facto de, nalguns estudos, terem sido utilizadas colunas tapadas pode ter impedido a evaporação que doutro modo teria ocorrido que originaria possivelmente um menor volume de lixiviados recolhidos. Porém, é de referir, que em aterro o aumento da evaporação poderá ter um efeito negativo caso resulte também num aumento de poluentes transferidos para a atmosfera.

No presente estudo, verificou-se que a recirculação não promoveu uma diminuição no seu volume. Isto poderá ter acontecido pois, no balanço efectuado apenas se considerou a água

utilizada para a produção de biogás como saída adicional de água no caso da recirculação. Dado que a fórmula de cálculo da capacidade de campo utilizada para o balanço foi a mesma para ambas as situações, poderá mascarar o efeito evidenciado por outros autores no que diz respeito à ocupação de poros por moléculas de água que doutro modo seriam ocupados por biogás. Contudo, caso este efeito não se apresente muito significativo, o aumento crescente da taxa de recirculação dos lixiviados aparenta promover um aumento na sua produção. O facto da produção de lixiviados ter atingido o zero para a situação tradicional, poderá indicar que a previsão de biogás esperada é elevada para a quantidade de água disponível. Heyer e Stegmann (2002) afirmam que numa situação tradicional a produção de lixiviados aumenta ao longo do tempo pois a quantidade de água consumida para degradação biológica é cada vez menor, esperando-se assim que o caudal de lixiviados se aproxime da diferença entre a precipitação e a evaporação. Esta situação verifica-se na segunda opção analisada, onde se manteve constante a taxa de recirculação de lixiviados em 50% do valor do ano anterior.

Apesar do balanço efectuado se tratar duma previsão aproximada, espera-se que o volume de lixiviados que seria produzido não seria muito diferente do obtido. A incorporação de determinados factores específicos de cada local e tipo de resíduos como a permeabilidade do material de cobertura, heterogeneidades dos resíduos ou modo de injeção de lixiviados permitiria apenas um valor mais aproximado.

A quantidade de lixiviados esperada torna-se importante não só no que diz respeito à sua gestão e tratamento, mas também devido ao efeito que poderá ter na estabilidade do aterro.

Neste sentido, têm-se verificado esforços actualmente por desenvolver modelos de previsão do comportamento e movimento do lixiviado em aterros bioreactores, de modo a evitar pressões excessivas no sistema de impermeabilização e infiltrações (Kling, Korkealaakso, 2006; Yildiz, Ünlü, Rowe, 2004; Reinhart, 1999).

Qualquer que seja a situação verificada, a quantidade de líquido a introduzir no aterro deve garantir um balanço onde se evite a acumulação de pressão em excesso no sistema de impermeabilização e permita que ocorra o processo de decomposição acelerada. Esta taxa deve ser determinada por um processo de tentativa e erro, uma vez que as características dos resíduos se vão alterando, tornando-se necessário alterar a quantidade ideal de lixiviado a recircular (Duffy, 2004). Assim, aquele autor considera que o sistema de gestão de lixiviados de um aterro bioreactor deve ser sobredimensionado em relação ao lixiviado a esperar dum aterro tradicional.

### 5.3.2 Efeito da recirculação na qualidade dos lixiviados

Verifica-se que a recirculação dos lixiviados aparenta ter efeitos positivos na remoção de alguns poluentes e melhoria da sua qualidade. A sua influência parece ser mais significativa a nível de alteração de parâmetros como pH, CBO<sub>5</sub> e CQO e a sua relação, condutividade e concentração de metais pesados. Adicionalmente, o encurtamento da fase acidogénica provocado pela recirculação (condição necessária para a produção de metano), resulta numa diminuição de emissões orgânicas e por conseguinte numa redução de custos de tratamento.

A queda inicial do pH que normalmente se verifica com o início da recirculação indica que esta terá sido insuficiente na remoção dos ácidos produzidos na fase acidogénica. Após esta fase é provável que ocorra então o catabolismo dos produtos da fermentação servindo para um aumento nos valores do pH (Jun *et al.*, 2007; Fayad, Sadek, El- Fadel, 2007). Este facto é indicativo do aumento da taxa de biodegradação com o início da recirculação, dado que estes valores são apenas atingidos usualmente quando os se encontram na fase metanogénica.

- **CBO<sub>5</sub> e CQO**

É usual um aumento inicial dos valores de CBO<sub>5</sub> com o início da recirculação provavelmente devido à acumulação dos ácidos carboxílicos, sendo o comportamento da CQO semelhante ao da CBO<sub>5</sub>. Na fase inicial da biodegradação existe intensa actividade biológica, pelo que se espera um crescimento exponencial de biomassa, e caracteriza-se pelo decréscimo de compostos orgânicos na fase sólida seguida dum decréscimo no lixiviado. Seguidamente dá-se uma biodegração aeróbia limitada e o nível de CQO mantém-se constante ou diminui ligeiramente. Por último a biodegradação termina com o decréscimo intenso de CQO e a biomassa começa a estabilizar ou morrer (Jun *et al.*, 2007).

Os reduzidos valores de CBO<sub>5</sub> e CQO após recirculação do lixiviado obtidos por diversos autores permitem averiguar a opção de dispensar as primeiras etapas de tratamento existentes nas ETAL. Diversos valores (típicos para o caso da Alemanha) de afluentes e efluentes de cada processo de tratamento em ETAL apresentam-se no Quadro 5.2.



**Quadro 5.2– Exemplos de concentrações de afluentes e efluentes para diferentes combinações de tratamento de lixiviados (adaptado de Heyer, Stegmann, 2002)**

Tratamento	CQO (mg/l)		NH <sub>4</sub> (mg/l)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
T. biológico - C.A.- F/P- Neutralização	1571	76	579	0,09
	686	51	528	0,7
T. biológico – ultrafiltração - C.A.	1000-12000	< 200	400 - 800	< 10
T. biológico -oxidação química	320- 5769	30 - 137	125-1350	0,4 – 36,2
T. biológico - oxidação química - T. biológico	1200-4000	18-150	600-1900	0,1-9
T. biológico - oxidação química- T.biológico - C.A.	758-1332	1-85	375-885	0,1-0,6
Osmose inversa (1 passo)	4124	20	577	8
	1550	68	750	7
Osmose inversa (2 passos)	1590-2980	4-25	900-1800	4,4 – 8,8
T. biológico - Osmose inversa (1 passo)	446-872	5,3- 27	80 - 396	0,03 – 10,1
T. biológico - Osmose inversa (1 passo)	1366-3010	< 2	130 - 854	6,3

Apesar da carga orgânica dos lixiviados ser muito elevada e variável, verificou-se que após a recirculação, os lixiviados de alguns dos estudos apresentavam concentrações finais semelhantes ou inferiores às obtidas em ETAL, principalmente nas opções de tratamento cujas eficiências são menores. Contudo, a grande variabilidade verificada nos resultados torna difícil a previsão da qualidade dos lixiviados e tratamentos a adoptar, embora se verifique grande evidência da sua melhoria com a prática da recirculação.

- **Condutividade**

A diminuição da condutividade dos lixiviados é devida principalmente ao arrastamento (“washout”) de alguns iões como metais, cloro e sulfatos, bem como outros factores tais como a conversão de sulfatos e a precipitação. Jun *et al.* (2007) verificaram uma diminuição inicial da condutividade em reactores aeróbios e anaeróbios devido possivelmente ao efeito de arrastamento.

- **Metais pesados**

A remoção de metais pesados através de processos como sorpção e precipitação de carbonatos e hidróxidos pode ser potenciada através do aumento de pH. Os precipitados de hidróxidos

formam-se normalmente a pH próximo ou superior ao neutro (Jun *et al.*, 2007), o que pode ser estimulado através da recirculação de lixiviados, criando também uma atmosfera redutora de forma a reduzir os sulfatos a sulfitos (Jun *et al.*, 2007).

De um modo geral, a solubilidade dos metais aumenta em condições ácidas e de decomposição intensa e diminui com a degradação (Fayad, Sadek, El-Fadel, 2007).

Nesta situação, os aterros onde se efectua recirculação de lixiviados apresentam vantagens dado que atingem valores mais elevados de pH mais rapidamente que os aterros convencionais. Em aterros tradicionais, o mecanismo principal de eliminação dos metais pesados aparenta ser o arrastamento nos lixiviados, enquanto nos bioreatores aparenta haver uma maior precipitação de hidróxidos e sulfatos, ficando estes retidos na matriz de resíduos (Reinhart, 1995a).

### **5.3.3 Efeito do arejamento na qualidade dos lixiviados**

A operação do aterro com recirculação de lixiviados e arejamento aparenta apresentar vantagens e desvantagens no que diz respeito à sua qualidade.

Como vantagens imediatas destaca-se o seu efeito na elevação dos valores de pH e na remoção de azoto.

O arejamento pode ter um efeito no aumento do pH na medida em que pode conduzir o dióxido de carbono para fora dos poros, impedindo a queda nos seus valores (Jun *et al.*, 2007).

Relativamente ao azoto, a sua forma amoníacal é considerada um dos componentes da massa de resíduos mais significativa a longo prazo por não haver nenhum mecanismo para a sua degradação em aterros anaeróbios (Bilgili, Dehmir, Özkaya, 2006). No caso de aterros que efectuem a recirculação, pode ser importante a sua remoção do lixiviado dado que a sua presença pode ser inibitória do processo metanogénico (El-Mahrouki, Watson-Craik, 2004; Agdag, Sponza, 2004).

O tratamento dos lixiviados é normalmente efectuado com vista à remoção do azoto orgânico, matéria carbonatada e azoto amoniacal, dado que são potenciais inibidores da metanogénese (Agdag, Sponza, 2004; El-Mahrouki, 2004).

Assim, tem-se verificado que o pré-tratamento do lixiviado por nitrificação antes da sua recirculação pode ser uma estratégia de tratamento para o azoto amoníacal mais económica, através de nitrificação e desnitrificação *in situ* (El-Mahrouki, Watson-Craik 2004; Reinhart, 2007).

A remoção inicial do azoto amoniacal é pouco significativa devido possivelmente à presença de compostos orgânicos ou metais pesados, daí se registar um aumento da remoção do azoto após diminuição dos valores de CQO (Jun *et al.*, 2007; Biligili, Demir, Özkaya, 2006).

Com a remoção do azoto devido à oxidação a nitrato poderá ocorrer então, em condições anaeróbias, a desnitrificação através de bactérias heterotróficas que utilizam nitratos e outras formas oxidadas de azoto, reduzindo-as à forma gasosa (Jun *et al.*, 2007; El-Mahrouki, Watson-Craik, 2004).

O arejamento poderá também apresentar algumas vantagens na remoção de metais pesados. Jun *et al.* (2007) consideram que o arejamento e adição de lamas poderão ter um efeito benéfico na remoção dos metais pesados do lixiviado. Aqueles autores atribuem esta observação ao efeito do pH, que sendo acima de 7,3 poderá permitir a retenção dos metais por processos como a absorção, precipitação de carbonatos e hidróxidos, etc. Contudo, o facto de não ter sido utilizada nenhuma coluna de controlo com ausência de recirculação no estudo analisado, torna difícil a comparação da remoção que ocorreria numa operação tradicional do aterro.

O efeito do arejamento na alteração de outros parâmetros de qualidade do lixiviado apresenta ainda alguns resultados contraditórios.

Relativamente à relação  $CBO_5/CQO$  verificou-se que normalmente nos reactores aeróbios esta é mais elevada, o que poderá indicar que o arejamento pode aumentar a libertação de compostos orgânicos dissolvidos para o lixiviado.

Contudo, a aplicação do reagente de Fenton poderá ser utilizada como uma opção de pré-tratamento do lixiviado, através da sua oxidação previamente à sua injeção no aterro, que poderá permitir colmatar o aumento dos compostos orgânicos no lixiviado promovido pelo arejamento. Este tratamento resulta numa diminuição da ameaça a longo prazo, bem como uma possibilidade de redução de monitorização pós-encerramento.

- **Sólidos Totais**

À medida que o aterro passa da fase acidogénica para a metanogénica, espera-se um decréscimo na concentração de sólidos totais (Biligili, Demir, Özkaya, 2006). Contudo, em aterros aeróbios essa concentração aumenta ou mantém-se relativamente constante como observado por Biligili, Demir, Özkaya (2006) e Fayad, Sadek, El-Fadel (2007). Esta situação, similarmente ao comportamento da relação  $CBO_5/CQO$ , pode ser indicativa também da libertação de compostos orgânicos na presença de arejamento.

- **Condutividade**

O aumento final de condutividade dos lixiviados submetidos a recirculação e arejamento verificado nalguns estudos poderá ter sido provocado pelo aparecimento de condições oxidantes que levaram à dissolução parcial de precipitados no lixiviado dando origem a um aumento da condutividade em reactores aeróbios (Jun *et al.*, 2007). Biligili, Demir, Özkaya (2006) observaram resultados semelhantes no aumento da condutividade do lixiviado devido ao arejamento.

Fayad, Sadek, El- Fadel, (2007) observaram que a condutividade apresenta um comportamento semelhante aos sólidos dissolvidos totais, com colunas em aerobiose a mostrar um decréscimo de condutividade após um aumento inicial. Estes autores consideram que este decréscimo pode ser devido ao aumento da oxidação de iões orgânicos devido ao arejamento. Neste caso, o aumento da taxa de arejamento poderá promover a libertação de compostos da massa de resíduos e lixiviados potenciando a oxidação de catiões e aniões e assim diminuindo a condutividade.

A eliminação final dos RSU requer uma garantia de que a libertação de contaminantes é minimizada ou prevenida. Na União Europeia pretende-se alcançar este objectivo através do estabelecimento de critérios que proíbem a eliminação em aterro de matéria orgânica sem tratamento (Reinhart, 2005). Assim, o que se verifica é a necessidade de um pré-tratamento mecânico, biológico e/ou térmico que é uma alternativa complicada e onerosa (Reinhart, 2005). A autora refere também que a operação de um aterro com recirculação de lixiviados em anaerobiose pode promover a libertação a longo prazo de compostos carbonatados e azotados para o ambiente. A operação em aerobiose apresenta como vantagem a remoção quase total do carbono e potencialmente do azoto. Contudo, esta situação apenas apresenta vantagens a níveis económicos quando comparada com medidas de remediação que teriam de ser tomadas caso existissem fugas e libertações de poluentes para a atmosfera. Considera-se assim que se apresenta como uma alternativa nem sempre necessária. Reinhart (2005) apresenta conclusões semelhantes, na medida em que refere que esta operação de remoção total de carbono e azoto apenas será necessária dependendo da proximidade do aterro a determinados recursos naturais.

#### **5.3.4 Efeito da variação da taxa de recirculação**

Segundo o modelo de recirculação desenvolvido por Vavilin, Vasily (2003), a degradação dos resíduos e produção de metano são estimulados quando se promove à neutralização do lixiviado através do aumento do caudal recirculado.

Dillenburg (2006) chegou a resultados semelhantes, propondo utilizar a concentração de ácido propiónico como indicador do momento de variação da taxa de recirculação.

## 5.4 Produção de biogás

De acordo com os resultados obtidos na fase III do presente estudo, verificou-se que a produção total esperada de biogás apenas foi superior para a recirculação de lixiviados no caso da utilização de valores médios dos parâmetros de previsão. Contudo, no caso em que tal não acontece, na operação tradicional, a sua produção é residual durante um longo período de tempo, não viabilizando o seu aproveitamento energético e requerendo medidas de monitorização e eliminação durante todo esse período.

Estes resultados são consistentes com observações efectuadas em estudos anteriores (Chan, Chu, Wong, 2001; Cossu, Rossetti, 2003; Mehta, 2000, Atkins Water, 2003). O aumento da produção de biogás é um assunto bem documentado actualmente na bibliografia. A questão a resolver relaciona-se com o facto de se apresentarem eficiências de recolha por vezes reduzidas (Reidl, 2004). Por este motivo esta opção apenas se torna viável e ambientalmente eficiente com uma garantia de eficiência de recolha elevada e viabilidade de aproveitamento energético. Johanessen (1999) menciona que para recuperação comercial do biogás, o aterro deve receber pelo menos cerca de 200 toneladas por dia de resíduos, e ser desenhado para uma capacidade mínima de 500 000 toneladas. Este deve apresentar ainda uma altura mínima de 10 metros e os resíduos não devem ter sido depositados há mais de 5 anos a 10 anos.

Para maximizar a produção de metano verifica-se que é mais eficiente a cobertura diária do aterro, dado que a sua ausência reduz a eficiência de colecção (Reinhart, 2005).

A produção de metano é possível ocorrer teoricamente a partir de jornais e outros materiais contendo lenhina, embora seja inferior à obtida através de resíduos orgânicos. Joh Reidl (2004) considera que este facto afecta as eficiências e considerações económicas de um aterro. Contudo, actualmente verifica-se uma maior eficiência na reciclagem de materiais como jornais ou embalagens (com elevado teor em lenhina) do que no desvio dos orgânicos do aterro, podendo ser possível atingir os caudais de biogás esperados com a recirculação de lixiviados.

Relativamente ao modelo utilizado, assume-se que a concentração de metano no biogás é cerca de 50%. Esta consideração considera-se aceitável, embora este valor seja variável.

As principais limitações e considerações a apontar sobre o modelo usado relacionam-se com (Reinhart, 2005):

- $L_0$  - A eficiência de recolha do gás é muitas vezes inferior a 100% e depende de diversos factores como a integridade e presença de cobertura, do sistema de recolha, presença de fissuras, etc. Verifica-se também que por vezes os estudos não têm uma duração suficiente para que se atinja o ponto de produção máxima de gás.

A utilização de valores diferentes dos parâmetros de previsão permite a visualização do efeito que podem estes terem nos resultados, bem como uma previsão mais correcta baseada em valores observados.

- $k \rightarrow$  À medida que o valor de  $k$  aumenta, a duração da produção de gás diminui. Será expectável que, durante o período em que as condições dentro de um aterro se tornam óptimas para que ocorra a biodegradação (teor de humidade, temperatura, biodegradabilidade dos resíduos, etc), este valor aumente, assumindo que  $L_0$  se mantém constante. Contudo considera-se que a informação existente até à data é insuficiente para quantificar a magnitude deste aumento. Esta verificou também que a utilização do modelo com incrementos no valor de um ano pode levar a sobre-estimativas do caudal produzido, aconselhando à utilização de incrementos de 0,1 anos.

## 5.5 Análise económica

Verifica-se que existem diversos benefícios superiores aos custos da operação de recirculação de lixiviados, quando se têm em consideração as vantagens associadas a esta operação na análise económica.

Os valores obtidos neste estudo consideram-se apenas como indicativos, dado que existem determinadas variáveis demasiado características de cada local. O valor de consumo eléctrico estimado, apesar de ter sido o mais aproximado possível é muito dependente da quantidade de lixiviado a recircular, do tipo de injeção escolhido, das características dos resíduos, etc.

Adicionalmente, o facto de não existir informação relativa a esta operação em Portugal fez com que a análise fosse efectuada com base em custos provenientes de estudos doutros países (exceptuando os benefícios associados à venda de electricidade proveniente do biogás), que se poderão afastar ligeiramente da realidade portuguesa.

Os custos estimados neste estudo poderão ser superiores caso se considere necessária a realização de um pré-estudo de praticabilidade desta operação, nomeadamente no que diz respeito à produção de metano esperada (Johanessen, 1999).

O facto de se terem considerado os custos adicionais resultantes da operação de recirculação de lixiviados com arejamento semelhantes à operação com recirculação em anaerobiose, por falta de dados doutros estudos anteriores relativos a esta situação, poderá resultar numa estimativa por defeito.

A previsão da produção de biogás para um local específico terá de ter em consideração a variabilidade temporal e espacial da sua geração, de modo a evitar erros de projecto e investimento (Johanessen, 1999).

Contudo, comparando a análise efectuada com outros estudos económicos verificam-se resultados semelhantes. Clarke (2000) estimou os custos e benefícios de implementação da tecnologia de bioreactores na Austrália comparativamente à digestão anaeróbia tendo concluindo acerca dos benefícios da primeira opção.

Johannessen (1999) estimou benefícios da operação de um aterro com recirculação de lixiviados cerca de 1,3 vezes superior à operação tradicional, com 3,85 US\$/t para o primeiro caso e 2,91 US\$/t para o segundo. Ao analisar os benefícios de quatro outros aterros a operar com o objectivo de potenciar a metanogénese para aproveitamento do biogás o autor estimou os benefícios representados no Quadro 5.3.

**Quadro 5.3 – Benefícios da potenciação da metanogénese através da recirculação de lixiviados em diferentes países**

	Dinamarca	Polónia	Indonésia	Letónia
Benefício (€/t)	8,14	4,88	4,71	7,86

Uma análise económica efectuada pela EPA (2002) concluiu que os bioreactores apresentam melhor desempenho e benefícios económicos do que os aterros tradicionais, embora considerem que um desvio eficiente da quase totalidade da matéria orgânica do aterro poderá apresentar maiores benefícios que os primeiros. O estudo considera que os benefícios provenientes do biogás de bioreactores são superiores em termos de redução de emissões de gases de efeito de estufa do que as alternativas de remoção de matéria orgânica. A instalação dum sistema de recolha de gás deve ser efectuada enquanto os resíduos são depositados de modo a ser economicamente viável, no caso dos aterros com recirculação de lixiviados. Os benefícios normalmente analisados dizem respeito a aterros convencionais que foram alterados de modo a operar como bioreactores. Os autores consideram que a aplicação destas técnicas na construção de um novo aterro pode potenciar os benefícios gerados. Quando se consideram bioreactores aeróbios, estes mencionam que a sua aplicação a aterros já existentes os torna apenas anóxicos, pelo que a sua viabilidade necessita de mais estudos para ser comprovada.

Alguns autores consideram que o aumento da produção de metano não se apresenta economicamente viável em todos os aterros, especialmente os de menores dimensões (Fayad, Sadek, El-Fadel, 2007). Contudo, actualmente verifica-se uma necessidade de recolha e eliminação ou aproveitamento do biogás em qualquer aterro, pelo que os custos adicionais da sua conversão energética no caso da recirculação são diminuídos.

## 5.6 Emissão de poluentes

De acordo com Reinhart (1995) verifica-se que o controlo de emissões poluentes gasosas em aterros com recirculação de lixiviados está intrinsecamente ligado à eficiência de recolha de biogás, uma vez que se verifica um caudal produzido muito mais elevado do que numa situação tradicional.

Relativamente às emissões poluentes para o lixiviado, Pacey *et al.* (2007) consideram que a rápida estabilização dos resíduos apresenta benefícios ambientais a longo prazo uma vez que tanto estes como os lixiviados já terão sido expostos aos impactes negativos durante o período de operação do aterro, em vez de o serem após o seu encerramento. Assim, uma vez que o lixiviado recirculado é mais agressivo do que algum caudal que pudesse ser infiltrado após encerramento, a intrusão de água na massa de resíduos a longo prazo não deverá contribuir para o aumento de produção de biogás e libertação de constituintes para o lixiviado.

Aqueles autores consideram até que a extensão de biodegradação que ocorre nos aterros com recirculação de lixiviados é superior aos aterros convencionais mesmo em casos onde pudesse ocorrer uma rotura total dos sistemas de protecção ambiental, e que os constituintes orgânicos dos resíduos dificilmente degradáveis não apresentam uma ameaça superior do ponto de vista de emissão de biogás ou contaminação de águas subterrâneas.

Caso se verifique que a produção de biogás não é viável, ou que a sua recolha não é eficiente, a opção de arejamento de modo a inibir a produção de biogás pode ser benéfica, pois poderá reduzir custos (a nível da captação do biogás e conversão a energia) e apresenta alguns resultados benéficos a nível da qualidade dos lixiviados. Poderá ser uma opção a considerar, dependendo das características concretas do projecto.

Comparando ambas as técnicas de operação de um aterro, a opção de recirculação de lixiviados aparenta ser vantajosa de ponto de vista ambiental.

## 5.7 Questões de implementação e sugestões

De acordo com os resultados obtidos no presente estudo, efectua-se algumas sugestões no que diz respeito a alterações na legislação, ensino e práticas.

Dado que a legislação europeia não é ainda muito clara em relação ao assunto da recirculação de lixiviados, o facto das entidades reguladoras de cada país tomarem a sua decisão torna difícil a implementação da tecnologia e melhoria das práticas no sentido de aperfeiçoamento das técnicas e aumento da eficiência de recolha de biogás. Deste modo, à semelhança do que já se verifica em países como os EUA ou Austrália, a legislação deveria ser revista de modo a permitir esta operação e regulamentar o modo como esta é efectuada, com base nos estudos a



larga escala já efectuados até à data. Assim, esta deveria focar as melhores técnicas de injeção de lixiviados e arejamento (caso se aplique), bem como características técnicas referentes ao dimensionamento da camada de impermeabilização basal, coberturas intermédias e finais, sistemas e programas de monitorização.

No que diz respeito ao ensino da gestão de resíduos, este deve ser contemplar as várias opções de deposição de resíduos emergentes, focando o bioreactor como uma alternativa eficiente de deposição final de resíduos para determinados locais.

De acordo com os resultados obtidos até à data, apresentam-se algumas sugestões relativas às melhores técnicas e práticas de operação do aterro bioreractor.

Actualmente, a previsão dos assentamentos, produção de lixiviados e biogás decorrentes da recirculação de lixiviados é efectuada com base em diversos estudos já existentes pelo que na construção de novos aterros é possível integração dessa informação aquando do projecto.

Uma questão relativa à eficácia da intensificação da metanogénese prende-se com a separação das fases acidogénica e metanogénica, dado que estudos anteriores têm demonstrado resultados positivos na geração de metano (Komilis, Ham, Stegmann, 1998). Contudo esta opção apresenta-se mais complicada pois requer a existência de, pelo menos, dois espaços separados, bem como um sistema eficiente de controlo e utilização.

Alternativamente, uma recirculação de lixiviados controlada, acompanhada dum conhecimento detalhado da composição e teor de humidade dos resíduos e adição de nutrientes e solução tampão pode ser uma alternativa mais eficaz (Komilis, Ham, Stegmann, 1998).

Outra sugestão relaciona-se com a nivelção da cobertura de modo a afastar o movimento de lixiviados dos taludes, mantendo uma distância adequada do ponto de injeção a estes. Deve-se também evitar a utilização de coberturas com condutividades hidráulicas significativamente diferentes da dos resíduos de modo a controlar infiltrações (Reinhart, 2005).

Considera-se também conveniente considerar um aumento de pressão aquando da análise de estabilidade e monitorizar níveis de líquido nos sistemas de distribuição para evitar uma sobrecarga dos resíduos com lixiviados. Outra solução a adoptar relacionada com o aumento de pressão, consiste na bombagem de lixiviado dos poços de recolha quantas vezes for necessário e a aplicação de modelos de previsão já desenvolvidos nesse sentido.

Reinhart (2005) sugere também a diminuição do nível de compactação dos resíduos de modo a facilitar o movimento do líquido pela massa de resíduos. As mesmas conclusões são atingidas por Powrie, Hudson e Beaven (2000), que referem que, embora se verifiquem algumas diferenças entre a condutividade hidráulica de resíduos recolhidos selectivamente ou

não processados e resíduos mais envelhecidos, estas são insignificantes quando comparadas com a magnitude de alteração dos valores de condutividade hidráulica resultantes da compressão dos resíduos.

De modo a evitar a obstrução dos drenos há que proceder à monitorização da qualidade e quantidade nas áreas de injeção de líquidos, e usar componentes de permeabilidade elevada nos sistemas de recolha de lixiviados.

Acoplado ao aumento da produção de biogás torna-se conveniente também aumentar os sistemas de extracção de gás e controlar a emissão de odores.

A utilização de cobertura diária permeável é melhor do que a sua remoção uma vez que esta evita a propagação de odores, vectores de doenças e que se estabeleçam condições aeróbias, quando se pretende uma degradação anaeróbia. Esta cobertura poderá ser constituída por materiais biodegradáveis como resíduos de agricultura, composto, lamas, polímeros, geosintéticos reutilizáveis, etc (Chiemchaisri *et al.*, 2004).

Quanto à monitorização do processo de operação com recirculação, esta deve ser efectuada com uma grelha tridimensional de modo a obter-se informação acerca da heterogeneidade espacial da célula. Esta recolha de informação deve focar-se também nos parâmetros de teor de humidade, temperatura, qualidade e quantidade de biogás e lixiviados produzidos. A localização dos pontos de monitorização tem de ter em consideração o método de injeção dos lixiviados, e a monitorização do assentamento deve ser instalado em intervalos que permitam a obtenção de informação acerca do assentamento diferencial. (Powrie, Hudson, Beaven, 2000).

A adição de biosólidos é apontada como um factor que poderá contribuir para um aumento da eficiência dos bioreactores, especialmente se forem construídos novos (EPA, 2002).

A construção de bioreactores não parece ser viável em áreas secas sem fontes de grande quantidade de água (EPA, 2002).

No início da operação a adição de nutrientes como lamas digeridas, composto ou resíduos antigos poderá ser vantajosa na potenciação da metanogénese (Chiemchaisri *et al.*, 2004). Contudo, poderá ser necessária a adição de solução tampão de modo a evitar um pico de ácidos carboxílicos (Warith, Li, Jin, 2005).

Caso se opte pela operação com arejamento, verifica-se de grande importância a monitorização do aumento de temperatura, uma vez que pode resultar em focos de incêndio com temperaturas superiores a 80 °C (Walter *et al.*, 2005). A injeção de lixiviados tem sido assim utilizada como meio de controlar este aumento de temperatura.

As técnicas de aplicação do lixiviado a adoptar deverão ser as mais indicadas de acordo com as características específicas do local e dos resíduos, embora a operação deva ser efectuada a fim de atingir uma deposição de resíduos mais sustentável.

### **5.8 Limitações do estudo**

A maior parte da informação existente actualmente é proveniente de estudos efectuados nos EUA (embora alguma também provenha da Europa e Austrália), sendo que o facto de não existirem dados relativos a essa operação em Portugal limita as conclusões que se podem retirar. Estas diferenças são mais significativas a nível de composição de resíduos, possíveis diferenças de condições meteorológicas típicas (dado que a quantidade de humidade influencia o volume de lixiviados produzidos e a quantidade a recircular) e principalmente a nível na análise de custos. Esta foi efectuada quase na totalidade com base em valores dos EUA e Austrália, podendo ser bastante diferentes quando aplicados os preços usualmente praticados em Portugal. Os métodos de operação e requisitos legais de impermeabilização de um aterro também diferem, pelo que podem resultar em diferentes taxas de infiltração verificadas. O facto da previsão do volume de lixiviados obtido não ter em consideração o aumento do volume de vazios na massa de resíduos devido ao maior caudal de biogás extraído, nem o maior assentamento esperado poderá ter impedido a obtenção de valores mais rigorosos.



## 6. CONCLUSÕES

Após a realização deste estudo verifica-se que foi possível responder às questões propostas nos objectivos no que diz respeito aos parâmetros analisados.

Assim, constata-se que a operação de um aterro com recirculação de lixiviados se apresenta vantajosa no aumento do assentamento dos resíduos, uma vez que pode receber uma maior quantidade de resíduos para um mesmo volume projectado do que em operação tradicional. Com a incorporação do conhecimento do assentamento diferencial que se verifica na sua modelação torna-se fácil a sua previsão aproximada, reduzindo os riscos de instabilidade e de ruptura das camadas de impermeabilização.

A previsão da variação do volume dos lixiviados efectuada indicia que este aumenta com a recirculação, embora o balanço hídrico dependa de muitas variáveis específicas de cada local que poderão contribuir para a sua diminuição, como verificado por outros autores. Foi possível também concluir acerca da influência positiva desta operação na qualidade dos lixiviados e maior facilidade no seu tratamento. A melhor taxa de recirculação a adoptar será aquela que evite um excesso de pressão no sistema de impermeabilização, mas que permita as condições para que ocorra a decomposição acelerada dos resíduos.

Verifica-se possível obter uma melhor qualidade dos lixiviados no que diz respeito aos parâmetros analisados, facilitando assim o tratamento posterior comparativamente aos usualmente utilizados.

Relativamente à mais rápida estabilização do aterro, esta permite a utilização do solo a mais curto prazo, permitindo também a redução dos custos de monitorização de pós-encerramento.

A maior vantagem associada à recirculação de lixiviados pode ser apontada como o aumento da produção de biogás, desde que este seja convertido a energia eléctrica para utilização e venda. Verifica-se que actualmente existe a possibilidade de atingir eficiências de captura e aproveitamento energético que tornam esta opção económica e ambientalmente mais favorável do que a operação tradicional.

As emissões poluentes esperam-se ser reduzidas com a recirculação, no que diz respeito à libertação de compostos para os lixiviados e emissões gasosas para a atmosfera.

Relativamente à operação de recirculação de lixiviados e arejamento da massa de resíduos, verifica-se que este se apresenta vantajoso caso exista a necessidade de remoção de azoto e na eliminação de maus odores. Neste caso, o controlo da temperatura de modo a evitar fogos

pode tornar-se por vezes difícil, existindo contudo a possibilidade de o conseguir através da introdução de lixiviados pois a sua temperatura é inferior. De outro modo, os custos adicionais relacionados com o consumo eléctrico, aliados ao facto de que o arejamento pode prejudicar o lixiviado nalguns casos deveriam levar a uma ponderação cuidada da sua aplicação.

Considerando os custos e benefícios decorrentes de cada método, é possível verificar as vantagens associadas à recirculação. Considera-se que a aplicação desta técnica se apresenta vantajosa em locais que não sejam demasiado áridos, uma vez que essa situação pode tornar os custos de operação demasiado elevados.

A utilização de cobertura diária permeável é melhor do que a sua remoção uma vez que esta evita a propagação de odores, vectores de doenças e que se estabeleçam condições aeróbias, quando se pretende uma degradação anaeróbia.

Verifica-se que a legislação europeia deveria ser mais explícita em relação à questão da inserção de lixiviados em aterro, de modo a regulamentar as técnicas e permitir uma uniformização das práticas em todos os países da União. Com a incorporação das sugestões efectuadas neste estudo, espera-se ter podido contribuir para uma prática mais eficiente da deposição de resíduos em aterro.

Actualmente, a operação tradicional de aterros apresenta-se desadequada e pouco eficiente face às novas alternativas que vêm surgindo.

Para além das condições já mencionadas, verifica-se que a aplicação da técnica abordada é mais vantajosa em aterros que sejam construídos de raiz, em vez da adaptação dos já existentes. Poderá igualmente ser mais facilmente aplicável em países cuja recolha selectiva de orgânicos ainda não faça parte dum objectivo de futuro próximo, ou cujos custos sejam insuportáveis para a entidade gestora.

## 7. PERSPECTIVAS FUTURAS

Após a realização da presente dissertação constata-se que seria útil proceder-se à sua continuidade futura com estudos complementares relativos aos aspectos:

- Comparação de parâmetros indicativos da biodegradação da massa de resíduos em aterros com arejamento.
- Determinação da capacidade de campo dos resíduos e a melhor taxa de recirculação a utilizar, uma vez que esta aparenta ter grande influência no volume de lixiviados gerado.
- Eficiência de produção de biogás e emissões poluentes com diferentes quantidades de matéria orgânica de modo a averiguar a influência das metas de desvio de RUB, presentes na directiva dos aterros, neste tipo de operação na Europa.
- Averiguação da possibilidade de aquecimento do lixiviado de modo a manter a temperatura adequada para a metanogénese.
- Utilização de modelos de cálculo automático que permitam relacionar a extensão de biodegradação dos resíduos com a quantidade de lixiviado obtido e a recircular, bem como a quantidade de biogás esperado.

Como parte integrante de um sistema global de gestão de resíduos deverá também efectuar-se a comparação económica e ambiental de bioreactores e outras técnicas de tratamento de resíduos orgânicos como a compostagem.





## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agdag, O. N., Sponza, D.T., 2004. Effect of Aeration on the Performance of a Simulated Landfilling Reactor Stabilizing Municipal Solid Wastes. *Journal of Environmental Science and Health Part A—Toxic/Hazardous Substances e Environmental Engineering* Vol. A39, Nos. 11–12, pp. 2955–2972.
- Alexander, A., Burklin, C., Singleton, A. 2005. Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 *User's Guide*. EPA-600/R-05/047.
- Al-Yousfi, A. B., 1992. Modeling of Leachate and Gas Production and Composition at Sanitary Landfills. PhD Dissertation, University of Pittsburgh, Pittsburgh, PA.
- Atkins Water, 2003. Field Demonstration Trial into Aerox Waste Treatment. 4132907/BEP/DG/003.
- Barlaz, M. A., Ham, R K., Schaefer, D., 1990. Methane production from municipal refuse a review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Reviews in Environmental Control* 19, 557-584.
- Barlaz, M. A., Ham, R. K., Schaefer D.M., 1989. Mass balance analysis of decomposed refuse in laboratory scale lysimeters, *ASCE J. Environ. Eng.*, 115, 1088.
- Barlaz, M.A., Milke, M.W., Ham, R.K., 1987. Gas production parameters in sanitary landfill simulators. *Waste Management and Research* 5, 27–39.
- Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T., Rawe, J.M., 2006. Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste management 2007*, Vol. 27, n°1, 13-29.
- Bilgili, M., Demir, A., Özkaya B., 2006. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of Hazardous Materials* doi:10.1016/j.jhazmat.2006.09.012
- Bilitewski B., Härdtle G., Marek K., *Waste Management*, Springer, Berlin, 1994
- Blakey, N. C., Bradshaw, K., Bartington, J., 1997. Landfill gas enhancement field trials using leachate irrigation. *Energy Technology Support Unit (ETSU)*, Dept. Trade and Industry, U.K
- Bogner J., Scott, P., 1995. Landfill Methane Emissions: Guidance for Field Measurement *Final Report to International Energy Agency - Expert Working Group on Landfill Gas*
- Bookter, T.J., Ham, R.K., 1982. Stabilization of solid waste in landfills. *ASCE J. Environ. Eng.*, 108,1089.
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., 1999. Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release, *Sci. Total Environ.*, 228, 135.
- Buivid, M. A., Boyd, W. F., Parcy, J. G., 1981. Fuel gas enhancement by controlled landfilling of municipal solid waste. *Resources and Conservation*. 3: 3-20.
- Cabaraban, M.T., Khire, M. Alocilja, E., 2007. Aerobic in-vessel composting versus bioreactor landfilling using life cycle inventory models. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 1618-954X (Print) 1618-9558

Chan, G. Y. S., Chu, L.M., Wong, M. H., 2002. Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environmental Pollution* 118 (2002) 393–399

Chanthikul; S., Qasim, S. R., Mukhopadhyay, B., Chiang, W. 2004. Computer Simulation of Leachate Quality by Recirculation in a Sanitary Landfill Bioreactor. *Journal of Environmental Science and Health Part A—Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* Vol. A39, No. 2, pp. 493–505.

Chiemchaisri , C., Chiemchaisri, W., Visvanathan, C., Tränkler, J., Kurian, J., 2004. Bioreactor Landfill for Sustainable Solid Waste Landfill Management. Faculty of Engineering, Kasetsart University, Bangkok Thailand.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., 1989. Basic biochemical processes in landfills, *in*: Sanitary Landfilling: Process, *Technology and Environmental Impact*, Academic Press, London UK, pp. 29 - 49.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., Nielsen, P.H., Bjerg, P.L., and Holm, P.E., 1994. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 24, 119,

Chugh, 1998. Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. *Waste Management & Research*, Vol. 16, No. 6, 564-573

Cimagazine, 2007. Leachate Recirculation System Pays for Itself. Disponível em [www.cimagazine.net](http://www.cimagazine.net), consultado em Maio de 2007.

Clarke, W.P., 2000. Cost-benefit analysis of introducing technology to rapidly degrade municipal solid waste. *Waste Manage Res* 2000: 18: 510±524

Cossu, R., Rossetti, D., 2003. Pilot scale experiences with sustainable landfilling based on the paf conceptual model. Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 - 10 October 2003

Dillenburg, M., 2006. Variação da taxa de recirculação de lixiviado determinada pela concentração de ácidos voláteis no tratamento da fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos domésticos. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo.

Duffy, D., 2004. The use of Geosynthetics in Bioreactor Landfills *January/February 2004 Vol 14, No 1* Disponível em [http://stormcon.com/mw\\_0401\\_use.html](http://stormcon.com/mw_0401_use.html), consultado em Abril de 2007.

Ehrig, H.-J., 1983. Quality and quantity of sanitary landfill leachate, *Waste Manag. Res.*, 1, 53.

Ehrig, H.-J. 1988. Water and element balances of Landfills, in *The landfill*, Baccini, P., Ed., Springer Verlag, Berlin, Germany, 1988. 83. (Lecture Notes in Earth Sciences, Vol. 20).

El-Fadel, M., Shazbak, S., Saliby, E., Leckie, J., 1999. Comparative assessment of settlement models for municipal solid waste landfill applications. *Waste Manage Res* 1999: 17: 347 – 368

El-Mahrouki, I., Watson-Craik, I., 2004. The effects of nitrate and nitrate-supplemented leachate addition on methanogenesis from Municipal Solid Waste. *J Chem Technol Biotechnol* 79:842–850 (online: 2004) DOI: 10.1002/jctb.1058

EPA, 2000. Project XL: Virginia Landfills. Disponível em [epa.gov/projectxl/virginialandfills/virginia.pdf](http://epa.gov/projectxl/virginialandfills/virginia.pdf), consultado em Maio de 2007.

EPA 2002. State of the Practice for Bioreactor Landfills Workshop on Bioreactor Landfills Arlington, Virginia September 6-7, 2000 (EPA, 2002)

Fayad, W., Sadek, S., El-Fadel, M., 2007 Effect of combined air injection and leachate recirculation on biodegradation of MSW. Disponível em [webfea.fea.aub.edu.lb/faculty/salah/papers/FayadSadekElFadel.pdf](http://webfea.fea.aub.edu.lb/faculty/salah/papers/FayadSadekElFadel.pdf) , consultado em 2007

Giraldo, E. 2001. Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de ingeniería*, 14. Noviembre 2001

GRRN, Grass Roots Recycling Network 2007. Statement against Bioreactor Landfills as a Source of Renewable Energy - <http://www.grrn.org/landfill/notrenewableenergy/bioreactor.html>, consultado em 2007.

Halvadakis, C. P., 1983. Methanogenesis in solid waste landfill bioreactors. PhD Thesis, Department of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, CA, USA

Hanashima, M., 1999. Pollution control and stabilization process by semi-aerobic landfill type: The Fukuoka method. Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium, Calghari, Italy, 313-326.

Haydar, M., and Khire, M. (2004), "Field-Scale Testing of Leachate Recirculation Blanket Made Up of Scrap Tires at a MSW Landfill," *Proceedings of the Nineteenth International Conference on Solid Waste Technology and Management*, Philadelphia, March 2004, accepted.

Hettiarachchi, C., Meegoda, J. Tavantzis, J., Hettiaratchi P., 2007. Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills. *Journal of Hazardous Materials* B139 (2007) 514–522

Heyer K., Stegmann, R. 2002. Landfill management: leachate generation, collection, treatment and costs. Disponível em: <http://www.Ifas-hamburg>, consultado em 2007.

Hossain, S.M., Gabr, M., Barlaz M., 2003 Relationship of Compressibility Parameters to Municipal Solid Waste Decomposition. *J. Geotech. and Geoenviron. Engrg.*, Volume 129, Issue 12, pp. 1151-1158

Hossain, S.M., 2002. Mechanics of Compressibility and Strength of Solid Waste in Bioreactor Landfills, Master Thesis

How Stuff Works, 2000 – How Landfills work. Disponível em : <http://people.howstuffworks.com/landfill6.htm>, consultado em Dezembro de 2007.

Instituto dos Resíduos (INR) 2007, disponível em: [http://www.inresiduos.pt/portal/page?\\_pageid=33,64036&\\_dad=portal&\\_schema=PORTAL&docs\\_residuos=56001911583&cboui=56001911583](http://www.inresiduos.pt/portal/page?_pageid=33,64036&_dad=portal&_schema=PORTAL&docs_residuos=56001911583&cboui=56001911583). Consultado em Maio de 2007.

IPCC, Intercontinental Pannel for Climate Change, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 5 Waste.

Johannessen, L.1999. Guidance Note on Recuperation of Landfill Gas from Municipal Solid Waste Landfills. *Working Paper Series for the Urban Waste Management Thematic Group*; 1999

Jun, D., Yongsheng Z., Henry, R., Mei H., 2007. Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor. *J. Hazard. Mater.* (2007), doi:10.1016/j.jhazmat.2007.01.001

Khire M., Haydar M., 2005. Leachate Recirculation Using Geocomposite Drainage Layer in Engineered MSW Landfills *Proceedings of GeoFrontier's 05*, American Society of Civil Engineers,Austin, TX.

Kjeldsen, Barlaz, 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32:4, 297- 336.

Kling, T., Korkealaakso, J., 2006. Multiphase modeling and inversion methods for controlling a landfill bioreactor , proceedings, tough Symposium 2006 Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, California, May 15–17, 2006

Koerner, R.M, Soong, T.Y. 1999. Leachate in landfills: the stability issues. *Geotextiles and Geomembranes* 18, 293-309

Komilis, D., Ham, R., Stegmann, R., 1998. The effect of landfill design and operation practices on waste degradation behavior: a review. *Waste Management and Research* 17, 20-26.

Lagerkvist, A., 1994. Experiences of two step anaerobic degradation of MSW in laboratory and field experiments. Proceedings of the 17<sup>th</sup> International Madison Waste Conference, 21-22 September, 1994 University of Wisconsin-Madison, Madison, Wisconsin, USA

Leuschner, A. P., 1987. Landfill enhancement for improving methane production and leachate quality In. Christensen, T. H., Cossu, R & Stegmann, R. (eds). Proceedings Sardinia '87, First International Landfill Symposium Cagliari, Italy: CISA.

Levy, J. & Cabeças, A. 2006. *Resíduos Sólidos Urbanos, Princípios e Processos*. AEPSA - Associação das Empresas Portuguesas para o Sector do Ambiente.

Levy, J, Santana, C. 2007. Funcionamento das estações de tratamento de águas lixivantes e acções para a sua beneficiação. Disponível em [www.ecoservicos.pt/content/documents/Funcionamento\\_de\\_ETAL.pdf;jsessionid=2B52FF3DA99D348716B901D5B9698177](http://www.ecoservicos.pt/content/documents/Funcionamento_de_ETAL.pdf;jsessionid=2B52FF3DA99D348716B901D5B9698177), consultado em 2007.

Lo, I.M.-C., 1996. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environment International*, v. 22, 4, 433-442.

Mandeville, D., 2006. Landfill/Bioreactor/Leachate Recirculation Design and Operations Training Session. SWANA New York Chapter, 8 November 2006

Maroochy Waste Management (MWM) 2007, consultado em [http://www.maroochy.qld.gov.au/wastemanagement/documents/bioreactor\\_technology.pdf](http://www.maroochy.qld.gov.au/wastemanagement/documents/bioreactor_technology.pdf), 26 de abril de 2007

Manning D.A.C., Robinson, N., 1999. Leachate-mineral reactions: implications for drainage system stability and clogging, in: Proceedings of the Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, October 4–8.

Martinho, M. G. 1999. Factores Determinantes para os Comportamentos de Reciclagem. Dissertação de Doutoramento, UNL, Lisboa.

McCreanor, P. T., 1998. Landfill Leachate Recirculation Systems: Mathematical Modeling and Validation. PhD Dissertation, University of Central Florida, Orlando, FL.

Mehta, R., 2000. Comparison of Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation at the Yolo County, California Test Cells. (Under the direction of Morton A. Barlaz.)

Mehta, R., Barlaz, M. A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., Sinderson, L., 2002. Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation. 10.1061/~ASCE!0733-9372~2002!128:3~228

Méry, J., Bayer, S., 2005. Comparison of external costs between dry tomb and bioreactor landfills: taking intergenerational effects seriously. *Waste Manage Res* 2005: 23: 514–526

Miller D., Emge, S., 1997. Enhancing Landfill Leachate Recirculation System Performance. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive *Waste Management*, Vol. 1, No. 3, pp. 113-119

Murphy, J.D., McKeogh, E., Kiely, G., 2003. Technical/economic/environmental analysis of biogas utilisation. *AppliedEnergy* 77, 407–427

Olivier, Gourc 2007. Hydro-mechanical behavior of Municipal Solid Waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. *Waste Management* 27, 44–58.

Onay, T.T., Pohland, F.G., 1998. In situ nitrogen management in controlled bioreactor landfills. *J. Wat. Res.* 32(5):1383-1392.

Oonk, H., Voelders, H., 1999. Full-scale demonstration of treatment of mechanically separated organic residue in a bioreactor at VAM in Wijster. *Waste Management Research*; 17; 535

Pacey, J., Augenstein, D., Reinhart, D., Yazdani, R., 2000. The bioreactor landfill - An innovation in solid waste management, SWANA Paper 2000

Park, H.I., Lee, S.R., 2002. Long-term settlement behaviour of MSW landfills with various fill ages. *Waste Manage Res* 2002: 20: 259–268

Picanço, A.P. 2004. Influência da recirculação de percolato em sistemas de batelada de uma fase e híbrido na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. Dissertação de Doutorado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Pohland, F. G., Al-Yousfi, Reinhart, D. 2002. *Anaerobic digestion of organic solid waste in bioreactor landfills*. IWA Publishing. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. Edited by J. Mata-Alvarez.

Pohland, F. G., 1975. Accelerated solid waste stabilization and leachate treatment by leachate recycle, through sanitary landfill. *Progress in Water Technology*. 7, 753-765.

Pohland, F.G.; Harper, S.R.; Chang, K.C.; Dertien, J.T. and Chian, E.S.K. 1985. Leachate generation and control at landfill disposal sites. *Water Poll. Res. J. Canadá.*, v.20, n°3, p.10-24.

Powrie, W., Hudson, A. P., Beaven, R. P., 2000. Development of sustainable landfill practices and engineering landfill technology Final report to the Engineering and Physical Sciences Research Council (Grant reference GR/L 16149).

Reindl, J. 2004. Comunicação disponível em <http://greenyes.grrn.org/2004/12/msg00094.html>, consultado em 2007.

Reinhart, D. 1995a. Full-scale experiences with leachate recirculating landfills: Case Studies. *Waste Management & Research*, 14, 347-365.

Reinhart, D. 1995b. *Active Municipal Waste Landfill Operation: A Biochemical Reactor* by Debra Reinhart, University of Central Florida for U.S. EPA.

Reinhart, D. ,1999. Hydrodynamic modeling of leachate recirculating landfills. *Waste Management Research* 1999; 17; 465-469

Reinhart, D., McCreanor, P., Townsend, T., 2002. The bioreactor landfill: Its status and future. *Waste Manage Res* 2002: 20: 172–186

Reinhart, D., 2005. First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills *Waste Manag.*; Volume 27, Issue 7, 946-953

- Reinhart, D., 2006. Bioreactor Leachate Recirculation Design & Operations Training Seminar
- Reinhart, D., 2007. Long-Term Treatment and Disposal of Landfill Leachate - Final Report. University of Central Florida
- Relea, F., 2007. Situation and Innovation in Solid Waste Management, Clonic Final Workshop '07, Barcelona 19-20<sup>th</sup> April
- Sanphoti, N., Towprayoon, S., Chaiprasert, P., Nopharatana, A., 2006. The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. *Journal of Environmental Management* 81 (2006) 27–35
- Shearer, J., 2001. Enhanced Biodegradation in Landfills Enviro Consulting, 2007. Disponível em [http://www.leachate.co.uk/html/leachate\\_treatment\\_processes.html](http://www.leachate.co.uk/html/leachate_treatment_processes.html). Acesso em 2 de Junho de 2007
- Souto, G. 2005. Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Dissertação de mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.
- Stessel, R. I., Murphy, R. J., 1992. A lysimeter study of the aerobic landfill concept. *Waste Management and Research* 10, 485-503.
- Tchobanoglous, G.; Theisen, H.; Vigil, S. A., 1993. Integrated Solid Waste Management – *Engineering Principles and Management Issues*, McGraw-Hill, Inc.
- Townsend, P., 2004. SWANA Landfill Symposium, Monterey, June 21-25
- USCCTP U.S. Climate Change Technology Program, 2003. Technology Options for the Near and Long Term – Page 150
- Vavilin V. A. 2002. Anaerobic Digestion Effects of Leachate Recirculation and pH Adjustment. Wiley Periodicals, Inc
- Wall, Zeiss, 1995. Municipal Landfill Biodegradation and Settlement. *Journal of Environmental Engineering*, 214-224.
- Walter G., Smith, S., Major, L., Tang, J., 2005. Evaluating aerobic landfill bioreactions using a numerical model. Disponível em <http://www.hgcinc.com/Presentations/>, consultado em 2007.



Warith, M., Li, Jin, 2005. Bioreactor Landfills: State – of – the – art review, *Emirates Journal for Engineering Research*, 10 (1), 1-14

WM, Waste Management, 2004. The Bioreactor Landfill: The future of landfill management. Disponível em <http://www.wm.com/WM/environmental/Bioreactor/bioreactorbrochure.pdf>, consultado a 2007.

Xianda Zhao, Thomas C. Voice, Milind Khire, Seth Maher, Reem Musleh, Priya Heerwani, Syed Hashsham, 2003. Full-scale evaluation of bioreactor landfill technology. Presented at 8th Annual Landfill Symposium, Atlantic City, NJ, June 16-20.

Yildiz, E., Ünlü, K., Rowe, R., 2004. Modelling leachate quality and quantity in municipal solid waste landfills. *Waste Management & Research*, ISSN 0734–242X

Yuen, S., 2001. Bioreactor landfills: Do they work? Geoenvironment 2001: 2nd ANZ Conference on Environmental Geotechnics, Newcastle, Australia, 28-30 November 2001



**ANEXOS**



## Anexo I

**Quadro A1 – Produção esperada de metano para um aterro com recirculação, utilizando os parâmetros sugeridos pelo modelo *USA LandGEM***

<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2008	3,64E+06
2009	5,57E+06
2010	6,66E+06
2011	7,34E+06
2012	7,82E+06
2013	8,20E+06
2014	8,45E+06
2015	8,64E+06
2016	8,80E+06
2017	8,95E+06
2018	5,45E+06
2019	2,71E+06
2020	1,34E+06
2021	6,67E+05
2022	3,31E+05
2023	1,65E+05
2024	8,17E+04
2025	4,06E+04
2026	2,02E+04
2027	1,00E+04
2028	4,97E+03
2029	2,47E+03
2030	1,23E+03
2031	6,08E+02
2032	3,02E+02
2033	1,50E+02
2034	7,45E+01
2035	3,70E+01

**Quadro A2 - Produção esperada de metano para um aterro convencional, utilizando os parâmetros sugeridos pelo modelo *USA LandGEM***

<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2008	4,60E+05
2009	9,14E+05
2010	1,36E+06
2011	1,81E+06
2012	2,25E+06
2013	2,68E+06
2014	3,11E+06
2015	3,52E+06
2016	3,92E+06
2017	4,30E+06
2018	4,22E+06
2019	4,01E+06

<b>Quadro A2 – (Continuação)</b>	
<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2020	3,82E+06
2021	3,63E+06
2022	3,46E+06
2023	3,29E+06
2024	3,13E+06
2025	2,97E+06
2026	2,83E+06
2027	2,69E+06
2028	2,56E+06
2029	2,44E+06
2030	2,32E+06
2031	2,20E+06
2032	2,10E+06
2033	1,99E+06
2034	1,90E+06
2035	1,80E+06
2036	1,72E+06
2037	1,63E+06
2038	1,55E+06
2039	1,48E+06
2040	1,41E+06
2041	1,34E+06
2042	1,27E+06
2043	1,21E+06
2044	1,15E+06
2045	1,09E+06
2046	1,04E+06
2047	9,90E+05
2048	9,42E+05
2049	8,96E+05
2050	8,52E+05
2051	8,10E+05
2052	7,71E+05
2053	7,33E+05
2054	6,98E+05
2055	6,64E+05
2056	6,31E+05
2057	6,00E+05
2058	5,71E+05
2059	5,43E+05
2060	5,17E+05
2061	4,92E+05
2062	4,68E+05
2063	4,45E+05
2064	4,23E+05

**Quadro A2 – (Continuação)**

<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2065	4,02E+05
2066	3,83E+05
2067	3,64E+05
2068	3,46E+05
2069	3,30E+05
2070	3,13E+05
2071	2,98E+05
2072	2,84E+05
2073	2,70E+05
2074	2,57E+05
2075	2,44E+05
2076	2,32E+05
2077	2,21E+05
2078	2,10E+05
2079	2,00E+05
2080	1,90E+05
2081	1,81E+05
2082	1,72E+05
2083	1,64E+05
2084	1,56E+05
2085	1,48E+05
2086	1,41E+05
2087	1,34E+05
2088	1,27E+05
2089	1,21E+05
2090	1,15E+05
2091	1,10E+05
2092	1,04E+05
2093	9,92E+04
2094	9,44E+04
2095	8,98E+04
2096	8,54E+04
2097	8,13E+04
2098	7,73E+04
2099	7,35E+04
2100	6,99E+04
2101	6,65E+04
2102	6,33E+04
2103	6,02E+04
2104	5,73E+04
2105	5,45E+04
2106	5,18E+04
2107	4,93E+04
2108	4,69E+04
2109	4,46E+04

**Quadro A2 – (Continuação)**

<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2110	4,24E+04
2111	4,04E+04
2112	3,84E+04
2113	3,65E+04
2114	3,47E+04
2115	3,30E+04
2116	3,14E+04
2117	2,99E+04
2118	2,84E+04
2119	2,71E+04
2120	2,57E+04
2121	2,45E+04
2122	2,33E+04
2123	2,21E+04
2124	2,11E+04
2125	2,00E+04
2126	1,91E+04
2127	1,81E+04
2128	1,73E+04
2129	1,64E+04
2130	1,56E+04
2131	1,48E+04
2132	1,41E+04
2133	1,34E+04
2134	1,28E+04
2135	1,22E+04
2136	1,16E+04
2137	1,10E+04
2138	1,05E+04
2139	9,95E+03
2140	9,47E+03
2141	9,00E+03
2142	8,56E+03
2143	8,15E+03
2144	7,75E+03
2145	7,37E+03
2146	7,01E+03
2147	6,67E+03

**Quadro A3 - Produção esperada de metano para um aterro com recirculação de lixiviados, utilizando parâmetros verificados em aterros**

<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2008	1,62E+06
2009	2,88E+06
2010	3,88E+06
2011	4,67E+06



**Quadro A3 – (Continuação)**

<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2012	5,32E+06
2013	5,87E+06
2014	6,30E+06
2015	6,65E+06
2016	6,94E+06
2017	7,19E+06
2018	5,77E+06
2019	4,28E+06
2020	3,17E+06
2021	2,35E+06
2022	1,74E+06
2023	1,29E+06
2024	9,54E+05
2025	7,07E+05
2026	5,24E+05
2027	3,88E+05
2028	2,87E+05
2029	2,13E+05
2030	1,58E+05
2031	1,17E+05
2032	8,66E+04
2033	6,41E+04
2034	4,75E+04
2035	3,52E+04
2036	2,61E+04
2037	1,93E+04
2038	1,43E+04
2039	1,06E+04
2040	7,85E+03
2041	5,82E+03
2042	4,31E+03
2043	3,19E+03
2044	2,37E+03
2045	1,75E+03
2046	1,30E+03
2047	9,62E+02
2048	7,12E+02
2049	5,28E+02
2050	3,91E+02
2051	2,90E+02
2052	2,15E+02
2053	1,59E+02
2054	1,18E+02
2055	8,72E+01
2056	6,46E+01

**Quadro A3 – (Continuação)**

<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2057	4,79E+01
2058	3,55E+01

**Quadro A4 - Produção esperada de metano para um aterro convencional, utilizando parâmetros verificados em aterros**

<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2008	1,15E+06
2009	2,06E+06
2010	2,79E+06
2011	3,39E+06
2012	3,88E+06
2013	4,30E+06
2014	4,64E+06
2015	4,91E+06
2016	5,14E+06
2017	5,33E+06
2018	4,35E+06
2019	3,29E+06
2020	2,49E+06
2021	1,88E+06
2022	1,42E+06
2023	1,07E+06
2024	8,11E+05
2025	6,13E+05
2026	4,63E+05
2027	3,50E+05
2028	2,65E+05
2029	2,00E+05
2030	1,51E+05
2031	1,14E+05
2032	8,63E+04
2033	6,52E+04
2034	4,93E+04
2035	3,73E+04
2036	2,82E+04
2037	2,13E+04
2038	1,61E+04
2039	1,22E+04
2040	9,19E+03
2041	6,94E+03
2042	5,25E+03
2043	3,97E+03
2044	3,00E+03
2045	2,27E+03
2046	1,71E+03
2047	1,29E+03

**Quadro A4 – (Continuação)**

<b>Ano</b>	<b>Metano produzido (m<sup>3</sup>/ano)</b>
2048	9,78E+02
2049	7,39E+02
2050	5,59E+02
2051	4,22E+02
2052	3,19E+02
2053	2,41E+02
2054	1,82E+02
2055	1,38E+02
2056	1,04E+02
2057	7,87E+01
2058	5,95E+01
2059	4,50E+01
2060	3,40E+01
2061	0,00E+00